

**Ingenieurbiologische Sanierungsstrategien eutrophierter Flachseen –
Modellstudie am Beispiel des Chaosees in China**

Von der
Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades eines
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.)
genehmigte

Dissertation

von
Dipl.-Ing. Ruth Bittner
aus Kaiserslautern

Eingereicht am
Mündliche Prüfung am

27. September 2007
14. Dezember 2007

Berichterstatter
Berichterstatter
Berichterstatter
Prüfer
Prüfungsvorsitzender

Prof. Dr.-Ing. U. Maniak
Prof. Dr.-Ing. A. Bronstert
Prof. Dr.-Ing. G. Meon
Prof. Dr. O. Richter
Prof. Dr.-Ing. H. Oumeraci

Für meine
Mutter

Kurzfassung

Für die Nutzung von eutrophierten Flachseen ist die Prognose der Wasserqualität in diesen Seen von besonderer Bedeutung. In der Arbeit wird der Einfluss der ufernahen Bepflanzung mit Schilf- und Makrophytenbeständen auf die Wasserqualität eines eutrophierten Flachsees modelliert.

Die Nährstoffaufnahme der Makrophyten und die Reduzierung der Eutrophierung stehen im komplexen Zusammenhang. Über die Reduzierung des Gesamtphosphors kann in einem phosphorlimitierten Ökosystem die Blaualgenentwicklung beeinflusst werden.

Aufbauend auf bestehenden Methoden zur Bestimmung der Biomasseentwicklung von Makrophyten und deren Einfluss auf den Wasserkörper wird ein hydrodynamisches Modell unter Berücksichtigung der Makrophyten auf die Gerinnereibung weiterentwickelt und auf die Modellierung von Schilfbeständen erweitert.

Das in dieser Arbeit entwickelte Modell zur Prognose der Wassergüte wurde auf den Chaosee in der Provinz Anhui, China angewendet. Der eutrophe Flachsee wird u. a. für die Trinkwasserversorgung genutzt, die aufgrund regelmäßiger Blaualgenblüten in den heißen Sommermonaten immer wieder eingestellt werden muss.

Messdaten, die für die Modellierung nicht in ausreichender zeitlicher Auflösung vorlagen, wurden durch Literaturangaben und durch Daten, die mit einem dafür erstellten Neuronalen Netz anhand anderer vorhandener Parameter generiert wurden, ergänzt.

Aufbauend auf den Modellergebnissen werden neue Strategien zur Sanierung eines eutrophierten Flachsees hinsichtlich ihrer Wirksamkeit untersucht. Es werden Strategien zur Reduzierung des Trophiegrades und zur Verhinderung des Eintrags von Blaualgen in das Rohwasser entwickelt. Für die Verwendung des Rohwassers zur Trinkwasserversorgung wird als Zielgröße der von der WHO empfohlene Grenzwert für die Microcystin-Konzentration im Trinkwasser von 1 µg/l angestrebt.

Mit einem für das Schilfwachstum und den unterschiedlichen Ansprüchen der wasserwirtschaftlicher Nutzungen des Chaosees angepassten Wasserstand wird die maximale Assimulationsleistung des Schilfs bezüglich des Gesamtphosphors aufgezeigt. Über die Reduzierung des Gesamtphosphors kann in einem phosphorlimitierten Ökosystem die Blaualgenentwicklung gesteuert werden, was im Modell über eine Reduzierung des Trophiegrades belegt wird.

Zur Reduzierung der durch Blaualgen produzierten Toxinkonzentration werden Maßnahmen entwickelt und deren Wirkungen mit dem Modell belegt. Dazu gehört die Optimierung der Rohwasserentnahme für die Trinkwasserversorgung wie auch die zusätzliche Verminderung anthropogener Phosphoreinträge durch überschlägig dimensionierte Versperren.

Anhand der Reaktionen des Ökosystems wird ein Alarmplan für Bevölkerung und Behörden mit Nutzungseinschränkungen, technischen Maßnahmen, sowie einem begleitenden, speziell für Blaualgenblüten entwickelten Monitoringprogramm bis zum Rückgang der Blaualgenblüte erstmals vorgeschlagen.

Abstract

The prediction of water quality is of particular importance for the utilization of eutrophic shallow lakes. The influence of littoral planting with reed and macrophytes on the water quality of an eutrophic shallow lake and its modelling is shown in this paper.

The assimilation of nutrients by macrophytes is associated with the reduction of eutrophication in a complex connection. The development of blue-green algae can be influenced by the reduction of total phosphorus in a phosphorus limited ecosystem.

A hydrodynamic model is developed by using existing methods for the growth of the macrophytes biomass and their influence on the water body and the ecosystem. This model is extended by modules for the reed population which consider the roughness of the macrophytes to the channel friction.

The model for predicting the water quality, which is developed in this study, is applied to Lake Chaohu in the Anhui Province, China. This eutrophic shallow lake is used for drinking water supply. The water intake is suspended during hot summer months due to periodical blooms of blue-green algae.

For water quality parameters no records of adequate temporal resolution are available. Thus, the data has been completed with values from the literature and with data generated by a neural network.

The coverage of the lake surface by macrophytes and the water level varied in different scenarios simulated by the model. Based on the results of the model new strategies for the remediation of any eutrophic shallow lake in consideration are investigated in respect to their effectivity. Strategies are developed in order to reduce the trophic status and to prevent the blue-green algae from entering the water intake. The WHO threshold for Microcystin concentration in drinking water of 1 µg/l is set as the target value for the use of raw water.

Considering a water level adapted for reed growth and the multiple requirements for the water management of Lake Chaohu, the maximum assimilation activity of the reed can be achieved with regard to reduction of total phosphorus. The development of blue-green algae can be controlled in a phosphorus limited ecosystem by reduction of total phosphorus. The model proves the decrease of the trophic status.

Measures are developed for the reduction of the concentration of toxin produced by blue-green algae; their effectivity is shown by application of the model. The scenario of different remediation measures results in an optimization of raw water intake for drinking water supply as well as in the additional reduction of phosphorus import by pre-dams.

A novel alarm plan for the public, based on the ecosystem's reactions, is proposed. The alarm plan comprises restrictions of the water usage, technical measures and a special monitoring programme for blue-green algae, which is operated until a decrease of the blue-green algae bloom is observed.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Methodik.....	2
2.	Relevante Arbeiten über Flachseen und dem Einfluss von Schilf und Makrophyten	5
2.1	Einfluss von Schilf und submersen Makrophyten auf die Wasserqualität	5
2.2	Schilf und Makrophyten in Feuchtgebieten.....	7
2.3	Nährstoffverbrauch durch Makrophyten	8
2.4	Einfluss von Makrophyten auf das Sediment	10
2.5	Makrophytenmodelle.....	12
3.	Eigenschaften und Pflanzengesellschaften eines Flachsees	21
3.1	Untersuchungsgebiet Chaosee	21
3.2	Gütezustand des Chaosees	25
3.3	Wachstumseigenschaften von Schilf	29
3.4	Submerse Makrophyten im Chaosee	33
3.5	Toxizität von Cyanobakterien und Zusammenhang mit der Chlorophyll-a-Konzentration	34
4.	Gewässergütemodell für einen Flachsee	39
4.1	Hydrodynamik und Stofftransport.....	40
4.1.1	Hydrodynamik.....	40
4.1.2	Stofftransport.....	42
4.2	Wärmebilanz und Extinktion.....	43
4.3	Ökosystem	46
4.3.1	Phytoplankton	50
4.3.2	Zooplankton	52
4.3.3	Makrophyten	54
4.3.4	Schilf	57
4.3.5	Stickstoff und Phosphor	60
4.3.6	Sauerstoff	63
4.3.7	Biochemischer Sauerstoffbedarf	64
4.3.8	Eisen.....	65
4.3.9	Kohlenstoff.....	65
4.3.10	Gelöste Stoffe.....	66
4.3.11	Schwebstoffe	66
4.3.12	Dekompositionsprodukte	67

4.3.13	Sediment	69
4.3.14	pH-Wert und Alkalinität	70
4.3.15	Temperaturkoeffizienten	71
4.4	Geometrie und Modellaufbau	72
4.5	Messungen im See	75
4.6	Startbedingungen	76
4.7	Randbedingungen.....	76
4.7.1	Meteorologische Daten.....	76
4.7.2	Zuflüsse und Abgaben – Ausgleich der Wasserbilanz	78
4.7.3	Temperatur und Wasserinhaltsstoffe in den Zuflüssen.....	79
4.8	Schließen von Datenlücken mit Neuronalen Netzen	81
4.9	Kalibrierung	86
4.9.1	Wasserstand.....	87
4.9.2	Temperatur	88
4.9.3	Gelöster Sauerstoff	92
4.9.4	Nährstoffe Phosphor und Stickstoff.....	93
4.9.5	Chlorophyll- α	96
4.9.6	Schwebstoffe und gelöste Feststoffe	98
4.9.7	pH-Wert.....	100
4.9.8	Biochemischer Sauerstoffbedarf.....	101
4.9.9	Wertung der Kalibrierungsergebnisse	103
4.10	Validierung.....	105
5.	Makrophyten zur Seesanierung – Strategien und Alarmplan zur Wassernutzung.....	107
5.1	Strategien zur Seesanierung	107
5.2	Auswertung und Interpretation der Modellergebnisse.....	108
5.3	Optimierung des Wasserstandes für ein maximales Schilfwachstum.....	109
5.3.1	Wachstum und Entwicklung von Schilf unter dem Einfluss eines konstanten Wasserstandes	109
5.3.2	Wasserstand und Fließgeschwindigkeit für das maximale Schilfwachstum unter Berücksichtigung der Wasserwirtschaft des Chaosees	113
5.3.3	Maximale Schilfausbreitung bei einem optimierten Wasserstand.....	115
5.4	Einfluss von Schilf und submersen Wasserpflanzen auf den Trophiegrad des Chaosees.....	116
5.4.1	Einfluss von Schilf auf den Trophiegrad der westlichen und östlichen Seehälfte des Chaosees.....	116
5.4.2	Kombinierte Bepflanzung mit Schilf und submersen Makrophyten.....	118
5.5	Der Einfluss des Wasserstandes auf den Trophiegrad	121
5.6	Reduzierung der Phosphorfracht in den Zuläufen	123
5.7	Reduzierung der Cyanotoxine zur Rohwasserentnahme	127
5.7.1	Grenzwerte für die Microcystin-LR-Konzentrationen für verschiedene Nutzungen.....	127
5.7.2	Einfluss eines Schilfgürtels zur Nutzung als Badegewässer.....	129
5.7.3	Optimierung der Rohwasserentnahmestelle	131
5.8	Alarmplan für Trinkwasserversorgung beim Auftreten von Blaualgen.....	132
6.	Zusammenfassung der Ergebnisse, Schlussfolgerungen und Ausblick	135
7.	Literatur.....	139
Anhang		

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1:	Funktionen von Makrophyten (Jeppesen et al., 1998, verändert)	5
Abb. 2.2:	Wachstumsstadien und Biomasse jährlicher Makrophytenbestände in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Clarke, 2002, verändert)	10
Abb. 2.3:	Flachseen im Mittel- und Unterlauf des Yangtze (Wang et al., 2006),	11
Abb. 2.4:	Parametrisierung eines Modells mit einer Einheits-Wassersäule mit submersen Makrophyten (Herb, Stefan, 2005)	12
Abb. 2.5:	(a) Simulierte Auswirkung des Sameneintrags und (b) Häufigkeitsverteilung von <i>Potamogeton pectinatus</i> auf 0,25 ha Seefläche in unterschiedlichen Tiefen (Scheffer et al., 1993)	14
Abb. 2.6:	Verfahren für die Modellierung der Sanierung mit Makrophyten im Chaosee (Xu et al. 1999a)	16
Abb. 2.7:	Einfluss unterschiedlicher Anfangskonzentrationen der Makrophyten auf die Phytoplankton-Biomasse (Xu et al. 1999a)	17
Abb. 2.8:	Schematische Darstellung zur Überprüfung der ökologischen Risikobewertung mit einem Makrophytenmodell (Best et al., 2001)	19
Abb. 3.1:	Lage des Chaosees mit seinem Einzugsgebiet	23
Abb. 3.2:	Verschmutzte Bereiche im Chaosee (hellgrün: stark verschmutzt, dunkelgrün: extrem verschmutzt, Quelle: AEPB)	25
Abb. 3.3:	Monatliche Streuung der Phytoplankton-Biomasse und Chlorophyll- α im Chaosee, mit dominanten Arten der Blaualgen, Grünalgen, Cryptophyceen, Kieselalgen und Pyrrophyten, jeweils mit Standardabweichung (Deng et al., 2007)	27
Abb. 3.4:	Stöchiometrisches Verhältnis TN:TP an den Messstationen im Chaosee im Jahresmittel der Zeitreihe 2000 – 2005 (Lage der Messstationen siehe Abb. 4.12)	28
Abb. 3.5:	Messwerte der Zeitreihe 2000/05 von Gesamtphosphor bzw. Gesamtstickstoff und Chlorophyll-a (Maß der Algendichte) im westlichen und östlichen Becken des Chaosees Seehälfte und Trophiegrenzen nach Uhlmann und Horn (2001)	29
Abb. 3.6:	Gesamtbild <i>Phragmites communis</i> Trin. (Rodewald-Rudescu, 1974)	30
Abb. 3.7:	Errechnete Längenwachstumsraten von Schilfhalmen in Abhängigkeit vom Durchmesser in verschiedenen Zeiträumen (Ritterbusch, 2004)	31

Abb. 3.8:	Die Gesamtlänge von Schilfhalmern in Jahresverlauf 2001 (Ritterbusch, 2004) Abk. Signifikanzniveaus: *signifikant ($p < 0,05$); **sehr signifikant ($p < 0,01$); *** höchst signifikant ($p < 0,001$)	32
Abb. 3.9:	Grundnessel (<i>Hydrilla verticillata</i> , links) und Ähriges Tausendblatt (<i>Myriophyllum spicatum</i> , rechts), (Colorado, 2006).....	34
Abb. 3.10:	Blaualgengüte am Chaosee im Juni 2006 (Photos: R. Bittner).....	35
Abb. 3.11:	Zusammenhang zwischen Temperatur (oben) und Phosphorkonzentration (unten) und Toxizität verschiedener Arten von Cyanobakterien	36
Abb. 3.12:	Zusammenhang zwischen Chlorophyll-a-Konzentration und Algenbiovolumen (Steinberg et al., 2001)	36
Abb. 3.13:	Zusammenhang von Zellzahl und Chlorophyll-a-Konzentration mit der Toxinkonzentration von Cyanobakterien (nach Welker et al., 2004, Chorus und Bartram, 1999)	37
Abb. 4.1:	Diskretisierung des Modellgebietes in horizontal übereinander angeordneten Schichten.....	43
Abb. 4.2:	Wärmebilanz an der Oberfläche eines Wasserkörpers	45
Abb. 4.3:	Darstellung der Komponenten des Ökosystemmodells mit der Modellerweiterung Schilf (nach Cole, Wells, 2006, verändert)	47
Abb. 4.4:	Zusammenhang pH-Wert und Chlorophyll- α -Konzentration der Seestationen für die westliche (oben) und östliche (unten) Seehälfte.....	52
Abb. 4.5:	Wachstum der Makrophytenbiomasse im Columbia Slough (Berger, 2004)	59
Abb. 4.6:	Stickstoffkreislauf im aquatischen Ökosystem	60
Abb. 4.7:	Dissoziationsgleichgewicht für Ammoniak und Ammonium in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur (Welker, 2004)	62
Abb. 4.8:	Phosphorkreislauf eines aquatischen Ökosystems	62
Abb. 4.9:	Tiefenprofil von Wassertemperatur (T), Sauerstoff (DO) und pH-Wert im September 1988 im Chaosee (Du und Li, 1992).....	64
Abb. 4.10:	Funktion für die temperaturabhängigen Raten	71
Abb. 4.11:	Eigenschaften der Geometrie des Modells mit Uferlinie und Zu- und Abflüssen	74
Abb. 4.12:	Messstationen im und am Chaosee	75
Abb. 4.13:	Wasserbilanz und Anpassung der Wasserbilanz des Chaosees für das Jahr 1987 / 88 nach (nach Wei et al., 1992)	79
Abb. 4.14:	Neuronales Netz zur Bestimmung der Chlorophyll- α -Konzentration aus mehreren Gewässergüteparametern (Karul et al., 1999, verändert)	82
Abb. 4.15:	Ergebnis des Trainings des Neuronalen Netzes, links: gerechneter und gemessener Trainingsdatensatz, rechts: Anpassung der Simulation.....	83
Abb. 4.16:	Ergebnisse der Testphase des trainierten Neuronalen Netzes an drei verschiedenen Testdatensätzen: Pai River, Center of western Lake und ChaoHu Sluice Gate.....	85
Abb. 4.17:	Gegenüberstellung der Korrelationskoeffizienten von Trainings- und Testdatensatz in Abhängigkeit der Komplexität des Netzwerkes, hier: Anzahl der Neuronen.....	86

Abb. 4.18:	Box-Whisker-Plot.....	87
Abb. 4.19:	Vergleich des Wasserstandes im Modell, der Messung von 1988 (Tu et al., 1992), der Messung von 2003 (AEPB) und dem langjährigen Mittel nach dem Bau des Sperrwerkes	88
Abb. 4.20:	Kalibrierung der Temperatur (Linie) für das Jahr 2002 in der westlichen und östlichen Seehälfte des Chaosees – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots).....	89
Abb. 4.21:	Vergleich von der Temperatur aus dem Modell mit der gemessenen Lufttemperatur, Taupunkttemperatur und mittleren Wassertemperaturen.....	90
Abb. 4.22:	Kalibrierung für gelösten Sauerstoff (DO) für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)	92
Abb. 4.23:	Kalibrierung des Gesamtposphors für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)	94
Abb. 4.24:	Kalibrierung für Gesamtstickstoff für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)	95
Abb. 4.25:	Kalibrierung des Ammoniums (NH ₄) für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)	95
Abb. 4.26:	Kalibrierung des Chlorophylls für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)	97
Abb. 4.27:	Entwicklung der Chlorophyll- α -Konzentration über Fliessrichtung und Simulationszeitraum im Jahr 2002	98
Abb. 4.28:	Kalibrierung der Schwebstoffe für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)	99
Abb. 4.29:	Kalibrierung der gelösten Feststoffe (TDS) für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)	100
Abb. 4.30:	Simulierter pH-Wert in beiden Teilen des Chaosees – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)	101
Abb. 4.31:	Kalibrierung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)	102
Abb. 5.1:	Schilfgürtel am Rand des Modells vom Chaosee im ersten Segment (links) und allen folgenden Segmenten (rechts) zur Darstellung der Konzentration.....	109
Abb. 5.2:	Wachstum des Schilfes im Jahresverlauf bei verschiedenen konstanten Wasserständen, hier im ersten Modellsegment	110
Abb. 5.3:	Zusammenhang von Schilfkonzentration und Seevolumen bzw. Wasserstand für das Westbecken. Der Wasserstand bzw. die Wassersäule ist konstant über das Jahr.	111
Abb. 5.4:	Abhängigkeit des Schilfwachstums im ersten Modellsegment von Zuflusssumme der einmündenden Flüsse in den Chaosee, Wasserstand im See und Temperatur im Chaosee	112
Abb. 5.5:	Von der Verfasserin vorgeschlagene Wassertiefe für das Längenwachstum des Schilfrohrs unter Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen Nutzung des Chaosees mit Wasserstand im See, Wachstumskurve des Schilfrohrs mit phänologischen Stadien	114

Abb. 5.6:	Schilfanteil am Seequerschnitt (%) in Abhängigkeit von der Wassertiefe und der Seebodenneigung	116
Abb. 5.7:	Ganglinie der Gesamtposphorkonzentration mit und ohne Schilfgürtel für die westliche und östliche Seehälfte (oben) und TP-Fracht im / mit Zu- und Abfluss für den gesamten See nach (Wei, 1992, unten)	118
Abb. 5.8:	Einfluss der Wasserpflanzen (Helophyten: <i>Phragmites australis</i> und submerse Makrophyten: <i>Myriophyllum spicatum</i>) auf die mittlere Phosphorkonzentration in der westlichen Seehälfte des Chaosee	119
Abb. 5.9:	Phosphorretention durch Schilf (<i>Phragmites australis</i>) und submerse Wasserpflanzen (<i>Myriophyllum spicatum</i>) im Vergleich mit anderen Seen.....	120
Abb. 5.10:	Phosphor-Rückhalt durch submerse Wasserpflanzen und Schilf bei einer Anfangskonzentration von TP = 98,5 mg/m ³	121
Abb. 5.11:	Ganglinie der TP-Konzentration bei einem konstanten Wasserstand von 7,5 msl mit und ohne Schilfgürtel in der westlichen Seehälfte des Chaosees	122
Abb. 5.12:	Ganglinie der TP-Konzentration bei einem für das Schilfwachstum optimierten Wasserstand mit und ohne Schilfgürtel	123
Abb. 5.13:	Mittlere jährliche P-Elimination E_j in Abhängigkeit von der mittleren theoretischen Verweilzeit t_R im Reaktionsraum (DWA, 2005)	124
Abb. 5.14:	Ganglinie der Gesamtposphor-Konzentration in der westlichen Seehälfte nach Reduzierung der Phosphorfrachten in den Zuläufen durch Vorsperren mit und ohne Schilfgürtel sowie Zu- und Abflussganglinie mit TP-Frachten....	125
Abb. 5.15:	Ganglinie der Chlorophyll-a-Konzentration in der westlichen und östlichen Seehälfte nach Reduzierung der Phosphorfrachten in den Zuläufen mit und ohne Schilfgürtel	126
Abb. 5.16:	Entwicklung von Cyanobakterien-Populationen mit einer Anfangskonzentration von 100 oder 1000 Zellen/ml und mit Wachstumsraten (μ) von 0,1 d ⁻¹ und 0,3 d ⁻¹ (Chorus und Bartram, 1999)	128
Abb. 5.17:	Wirkung eines Schilfgürtels in der westlichen Seehälfte auf die Chlorophyll-a-Konzentration, Anteil des Schilfs an der Seeoberfläche 40%	130
Abb. 5.18:	Ganglinie der Chlorophyll-a-Konzentration bei einem für das Schilfwachstum optimierten Wasserstand mit und ohne Schilfgürtel in der westlichen Seehälfte, Anteil des Schilfs an der Seeoberfläche 60%	130
Abb. 5.19:	Ganglinie der Chlorophyll-a-Konzentration in der östlichen Seehälfte mit und ohne Schilfgürtel	132
Abb. 5.20:	Entscheidungsbaum mit Alarmplan für Monitoring und Management von Cyanobakterien in der Trinkwasserversorgung	133

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1:	Morphologische und limnologische Eigenschaften des Chaosees für den Bilanzierungszeitraum 1987 – 1988 (nach: Xu et al., 1999a, Xu et al., 1999b, Yin et. al. 1992, Wei et al., 1992).....	22
Tab. 3.2:	Ansprüche der Nutzer an die Seewasserstände (Wu, 1992, Xu et al., 1999b)	24
Tab. 4.1:	Rauheitsbeiwerte nach Manning für verschiedene Gerinne (Chapra, 1997).....	42
Tab. 4.2:	Zusammenfassung der Ratengleichungen des Ökosystemmodells (Cole,Wells, 2006).....	48
Tab. 4.3:	Anteil der Nährstoffe am Trockengewicht der Biomasse von Blaualgen	51
Tab. 4.4:	Das Verhältnis Zooplankton- zu Phytoplanktonbiomasse in Flachseen bei verschiedenen trophischen Bedingungen (in Klammern: Anzahl n; Standardabweichung), (Griebler und Posch, 2001).....	53
Tab. 4.5:	Verhältnisse für Orthophosphat-Phosphor zu Gesamtphosphor in verschiedenen Regionen des Chaosees (nach Guo, 2005)	63
Tab. 4.6:	Abstand der Segmente, Breite und max. Tiefe der Segmentquerschnitte im Modell bei Normalwasserstand 8,3 msl	73
Tab. 4.7:	Startbedingungen für die wichtigsten Wasserinhaltsstoffe	76
Tab. 4.8:	Meteorologische Daten der Station Hefei / Flughafen	77
Tab. 4.9:	Wasserbilanz und Speicherkennlinien des Chaosees (Tu et al., 1990)	80
Tab. 4.10:	Bestimmtheitsmaße für den Zusammenhang von gerechneter Wassertemperatur und Lufttemperatur sowie Taupunkttemperatur.....	90
Tab. 4.11:	Parameter für die Temperaturkalibrierung	91
Tab. 4.12:	Kinetik der Cyanobakterien im Modell.....	96
Tab. 4.13:	Wertebereich von k und BOD ₅ -Konzentrationen unterschiedlicher Wassertypen (Jørgensen und Bendoricchio, 2001)	102
Tab. 4.14:	Vergleich der physisch-chemischen und biologischen Parameter der westlichen Seehälfte für die Kalibrierung, Mittelwerte mit Standardabweichung.....	104
Tab. 4.15:	Vergleich der physisch-chemischen und biologischen Parameter der östlichen Seehälfte für die Kalibrierung, Mittelwerte mit Standardabweichung.....	104

Tab. 4.16:	Vergleich der physisch-chemischen und biologischen Parameter der westlichen und östlichen Teile des Chausees für den Validierungszeitraum mit den Messwerten	105
Tab. 5.1:	Grenzwerte von Chlorophyll, Nährstoffen und Sichttiefe für eine trophische Klassifizierung von Seen (OECD, 1982; Uhlmann, Horn, 2001).....	108

Verzeichnis der Formelzeichen

Zeichen	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
Lateinische Symbole				
a	empirischer Koeffizient	(-)	9,2	Cole & Wells, 2006
A _i	Fläche der Pflanzen projiziert senkrecht zur Fließrichtung (m ²)			
A _O	Wasseroberfläche	(m ²)		
A _S	Sedimentoberfläche	(m ²)		
A _z	Wirbelviskosität	(m ² /s)	1,0	Kapitel 4.1.1
b _{2m}	empirischer Koeffizient für die Windgeschwindigkeit in 2m Höhe	(-)	0,46	Cole & Wells, 2006
b _z	Faktor b gemessen in der Höhe z	(m)		
c	empirischer Koeffizient	(-)	2	Cole & Wells, 2006
C _a	Brunt'scher Koeffizient	(-)	0,5 - 0,7	Chapra, 1997
C _{aj}	Konzentration der Algengruppe j	(g/m ³)		
C _c	Bowen-Koeffizient	(mmHg°C ⁻¹)	0,47	Chapra, 1997
C _{CBOD}	CBOD-Konzentration	(mg/l)		
C _{CO2}	Kohlendioxidkonzentration	(mg/l)		
C _d	Widerstandsbeiwert für Makrophyten	(-)	1,0	Cole & Wells, 2006
C _{DO}	Sauerstoffkonzentration	(mg/l)		
C _{Fe}	Eisenkonzentration	(mg/l)		
C _{LDOM}	Konzentration der schnell abbaubaren gelösten organischen Stoffe	(mg/l)		
C _{LPOM}	Konzentration des schnell abbaubaren partikulären Materials	(mg/l)		
C _m	Makrophytenkonzentration	(mg/l)		
C _{NH4}	Ammonium-Stickstoffkonzentration	(mg/l)		
C _{NOx}	Nitrat-Stickstoffkonzentration	(mg/l)		
CO _{2sat}	Sättigungskonzentration für Kohlendioxid	(mg/l)		
C _{phragmites}	Schilfkonzentration	(mg/l)		
C _{PO4}	Orthophosphat-Phosphor-Konzentration	(mg/l)		
C _{RDOM}	Konzentration der langsam abbaubaren gelösten organischen Stoffe	(mg/l)		
C _{RPOM}	Konzentration des schwer abbaubaren partikulären Materials	(mg/l)		
C _S	Sedimentkonzentration	(mg/l)		
C _{SCO2}	Kohlendioxidsättigungskonzentration	(mg/l)		
C _{SDO}	Sauerstoffsättigungskonzentration	(mg/l)		
C _{SS}	Schwebstoffkonzentration	(mg/l)		
C _{TDS}	Konzentration der gelösten Stoffe	(mg/l)		
C _{TIC}	Kohlenstoffkonzentration	(mg/l)		

1. Fortsetzung Formelzeichen

Zeichen	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
Chz	Chézy-Beiwert: $Chz = n^{-2} \cdot R^{1/3}$	$(m^{1/2} \cdot s^{-1})$		
D_i	Widerstandskraft der i-ten Pflanze	(N)		
e_a	Dampfdruck der Luft	(bar)		
E_C	Grenzflächenaustauschkoefizient für anorganischen Kohlenstoff	(m/s)		
E_O	Grenzflächenaustauschkoefizient für Sauerstoff	(m/s)		
e_s	Sättigungsdampfdruck	(bar)		
$f(W)$	Windfunktion	$(W \cdot m^{-2} \cdot mmHg^{-1})$		
$f(I,N,P,C)$	Wachstumslimitierende Funktion (Licht, Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff)	(-)		
f_{NSed}	Anteil Stickstoffaufnahme aus Sediment für Schilf	(mg/l) 1,0		
	für Makrophyten		0,5	
f_{PSed}	Anteil Phosphoraufnahme aus Sediment für Schilf	(mg/l) 1,0		
	für Makrophyten		0,5	
g	Gravitationskonstante	(m/s^2)	9,81	
H_a	Himmelsstrahlung (langwellige Strahlung)	(W/m^2)		
H_{ar}	reflektierte langwellige Strahlung	(W/m^2)		
H_{br}	langwellige Ausstrahlung an der Wasseroberfläche	(W/m^2)		
H_c	Konvektion, fühlbarer Wärmestrom	(W/m^2)		
H_e	Verdunstung, latenter Wärmestrom	(W/m^2)		
H_n	Nettorate des Wärmeaustausches über Wasseroberfläche	(W/m^2)		
H_s	Sonnenstrahlung (kurzwellig)	(W/m^2)		
H_{sr}	reflektierte Sonnenstrahlung	(W/m^2)		
i	Index für die betrachtete Schicht ($i = 1, \dots$, maximale Wassertiefe)	(-)		
I	Lichtintensität, Sonneneinstrahlung	(W/m^2)		
I_h	Halbsättigungsrate der Lichtintensität	(W/m^2)		
j	Index für die Algengruppe ($j = 1, 2, \dots$)	(-)		
k	Wellenzahl: $k = 4\pi^2/(g \cdot T_w^2)$	(-)		
K_{ae}	Exkretionsrate der Algen	(d^{-1})	0,01	
K_{ag}	Algenwachstumsrate	(d^{-1})	2,0	Cole & Wells, 2006
K_{am}	Mortalitätsrate	(d^{-1})	0,02	Cole & Wells, 2006
K_{ar}	Respirationsrate	(d^{-1})	0,001	Cole & Wells, 2006
K_{BOD}	Abbaurrate für CBOD	(d^{-1})	0,0	Kalibrierung
K_H	Henry'sche Konstante	$(mg \cdot l^{-1} \cdot atm^{-1})$		(Gl. 3.44)
$K_{L \rightarrow R}$	Transferrate von leicht abbaubaren in schwer abbaubare gelöste organische Stoffe	(d^{-1})	0,01	Cole & Wells, 2006
K_{LDOM}	Abbaurrate für schnell abbaubare gelöste org. Stoffe	(d^{-1})		
K_{LPOM}	Abbaurrate für schnell abbaubares partikuläres Material (Detritus)	(d^{-1})		
K_{mg}	Wachstumsrate der Makrophyten	(d^{-1})	0,42	Cole & Wells, 2006
K_{mm}	Mortalitätsrate der Makrophyten	(d^{-1})	0,03	
K_{mr}	Respirationsrate der Makrophyten	(d^{-1})	0,01	
K_{NH4}	Nitrifikationsrate	(d^{-1})	0,12	
K_{NOx}	Denitrifikationsrate	(d^{-1})	0,1	
$K_{phragmites\ g}$	Wachstumsrate des Schilfs	(d^{-1})	1,0078	(Gl. 3.32)
$K_{phragmites\ m}$	Mortalitätsrate des Schilfs	(d^{-1})	0,0	(Schilf wird gemäht)
$K_{phragmites\ r}$	Respirationsrate des Schilfs	(d^{-1})	0,0	(Schilf wird gemäht)
K_{RDOM}	Abbaurrate für schwer abbaubare gelöste org. Stoffe	(d^{-1})		

2. Fortsetzung Formelzeichen

Zeichen	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
K_{RPOM}	Abbaurrate für schwer abbaubares partikuläres Material (Detritus)	(d^{-1})		
K_s	Abbaurrate für das / zum Sediment	(d^{-1})		
$\text{Max}_{\text{phragmites}}$	maximale Schilfkonzentration	(mg/l)	1200	Ripl et al., 1994
M_{CO_2}	molare Masse des Kohlendioxids	(mg/mol)	44,0	
msl	mean sea level (engl.: mittlerer Meeresspiegel)	(m)		
n	Reibungsbeiwert	(-)	0,035	Chapra, 1997
p	Druck	(N/m^2)		
P_{am}	Anteil der abgestorbenen Algen, die zu Detritus werden	(-)	0,8	Cole & Wells, 2006
p_{CO_2}	Partialdruck von CO_2 in der Atmosphäre	(bar)	0,00033	
pK_s	pK_s -Wert oder Säurekonstante	(-)		
P_{NH_4}	Präferenzfaktor für Ammonium-Stickstoff	(-)	$P_{\text{NH}_4} = \frac{C_{\text{NH}_4}}{C_{\text{NH}_4} + C_{\text{NO}_3}}$	
P_{PO_4}	Adsorptionskoeffizient	(mg/l)		
R	hydraulischer Radius $R = A/U$	(m)		
S_{DO}	Sauerstofffreisetzungsrate aus dem Sediment	($\text{g/m}^2\text{s}$)		
S_{Fe}	Eisenfreisetzungsrate aus dem Sediment	($\text{g/m}^2\text{s}$)	0,5	Cole & Wells, 2006
S_{NH_4}	Anaerobe Freisetzungsrate für NH_4 aus dem Sediment	($\text{g/m}^2\text{s}$)		
S_{PO_4}	Anaerobe Freisetzungsrate für PO_4 aus dem Sediment	($\text{g/m}^2\text{s}$)		
t	Zeit	(d)		
T_a	Lufttemperatur	($^{\circ}\text{C}$)		
T_d	Taupunkttemperatur	($^{\circ}\text{C}$)		
T_K	Temperatur in	(K)	-273.15 $^{\circ}\text{C}$	
T_w	Wassertemperatur	($^{\circ}\text{C}$)		
u	Geschwindigkeit in x-Richtung	(m/s)		
U	Umfang	(m)		
v	Fließgeschwindigkeit in x-Richtung, $v = Cz \cdot (R \cdot I)^{1/2}$	(m/s)		
V	Zellvolumen	(m^3)		
w	Geschwindigkeit in z-Richtung	(m/s)		
W	Windgeschwindigkeit gemessen in 2 m Höhe	(m/s)		
z	Schichtdicke, hier gewählt:	(m)	0,5 m	
z_s	Secchi-Sichttiefe, Mittel im Chaosee:	(m)	0,43 m	

Griechische Symbole

α	Korrekturfaktor zwischen der Höhe z und 2m	(-)		
β	Anteil der absorbierten Sonnenstrahlung	(-)	0,75	(Gl. 3.17)
$\gamma_{\text{ar}}, \gamma_{\text{af}}$	Temperaturkoeffizienten für ansteigende und abfallende Temperaturen	(-)		
γ_m	Koeffizient für die Lichtextinktion	(-)		
γ_{NH_4}	Temperaturkoeffizient für die Nitrifikation	(-)		
γ_{NO_x}	Temperaturkoeffizient für die Denitrifikation	(-)		
γ_{OM}	Temperaturkoeffizient für den Abbau von organischem Material	(-)		
δ_C	Stöchiometrischer Koeffizient für Kohlenstoff	(-)	0,45	Cole & Wells, 2006
δ_N	Stöchiometrischer Koeffizient für Stickstoff	(-)	0,8	Cole & Wells, 2006
δ_{NH_4}	Stöchiometrisches Äquivalent für die Nitrifikation	(-)	4,57	Cole & Wells, 2006
δ_{OM}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Sauerstoff und organischer Substanz	(-)	1,4	Cole & Wells, 2006
δ_P	Stöchiometrischer Koeffizient für Phosphor	(-)	0,005	Cole & Wells, 2006

3. Fortsetzung Formelzeichen

Zeichen	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
ε	Extinktionskoeffizient	(m ⁻¹)	2,06	(Gl. 3.16)
ε_a	Extinktionskoeffizient für Algen	(m ⁻¹)	0,2	Cole & Wells, 2006
ε_{H_2O}	Extinktionskoeffizient für reines Wasser	(m ⁻¹)	0,45	Cole & Wells, 2006
ε_{ISS}	Extinktionskoeffizient für anorganische Schwebstoffe	(m ⁻¹)	0,5	Cole & Wells, 2006
ε_m	Lichtextinktion durch die Makrophytendichte	(m ⁻¹)	0,01	Cole & Wells, 2006
ε_{POM}	Extinktionskoeffizient für partikuläres org. Material	(m ⁻¹)	0,5	Cole & Wells, 2006
ε_n	Emissivität des Wassers	(W/m ²)	0,965	Chapra, 1997
Θ	BOD Temperaturkorrektur	(°C)	1,0147	Cole & Wells, 2006
κ	Leitfähigkeit	(μS/cm)		
λ_l	Lichtlimitierender Faktor	(-)		
ρ	Dichte von Wasser	(kg/m ³)	1,0	
σ	Stefan-Boltzmann-Konstante	(W·m ⁻² ·K ⁻⁴)	5,67·10 ⁻⁸	Chapra, 1997
τ_b	Sohlschubspannung	(N/m ²)		
τ_w	Windschubspannung	(N/m ²)		
τ	turbulente Scherkraft	(N/m ²)		
τ_{xz}	longitudinale Schubspannung	(N/m ²)		
φ	relative Luftfeuchtigkeit	(%)		
ω_{aj}	Sinkgeschwindigkeit der Algengruppe j	(m/s)	0,0	Cole & Wells, 2006
ω_{Fe}	Sinkgeschwindigkeit für Eisen	(m/s)	2,0	Cole & Wells, 2006
ω_{NO_x}	Sinkgeschwindigkeit für Nitrat	(m/s)	0,03	Cole & Wells, 2006
ω_{POM}	Absetzgeschwindigkeit für partikuläres org. Material	(m/s)	0,1	Cole & Wells, 2006
ω_{SS}	Sinkgeschwindigkeit für Schwebstoffe	(m/s)	0,0	Kapitel 4.3.11

Abkürzungen

AEPB	Anhui Environmental Protection Bureau
EW	Einwohner

Umrechnungen

1 bar = 100.000 N/m² = 0.98692 atm = 750.06 mmHg (Abk.: Millimeter Quecksilbersäule)

1. Einleitung

1.1 Veranlassung

Die Nutzung und Bewirtschaftung von Gewässern führen zu Veränderungen der Wasserqualität. Die hierfür ausschlaggebenden limnologischen Prozesse können in einem gewässerökologischen Modell beschrieben werden, welches es ermöglicht, anhand von Eingangsdaten wie Nährstoffzufuhr, Temperatur und Zuflüsse wichtige trophiebestimmende Parameter zu simulieren. Vor dem Hintergrund der Nutzung von Flachseen für die Trinkwasserversorgung, die Fischerei und Freizeit und Erholung ist die Vorhersage der Wasserqualität mit einem Gewässergütemodell von besonderer Bedeutung.

Schilf ist ein wichtiger Bestandteil eines gesunden Ökosystems und bietet Brut- und Laichplätze für Vögel und Fische. Ein Schilfgürtel hilft das Ökosystem eines Sees zu regenerieren und wichtige Biotope wieder herzustellen.

Ein Schilfgürtel dient der biologischen Selbstreinigung der Gewässer. Sumpfpflanzen (Helophyten) und Wasserpflanzen (Makrophyten) können zur Unterstützung der biologischen Selbstreinigung in eutrophen Flachseen mit erhöhtem Wachstum an Cyanobakterien oder Algenblüten eingesetzt werden. Dafür sind Schilfarten wie *Phragmites australis* und Makrophyten wie das Eurasische Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) besonders geeignet. Wasserinhaltsstoffe werden von den Pflanzen aufgenommen, um den Nährstoffbedarf im Wachstum zu decken, und als Biomasse gebunden. Durch die Schilfhalme wird die Sedimentation von Partikeln gefördert.

Die Nährstoffaufnahme der Makrophyten und die Reduzierung der Eutrophierung stehen in einem komplexen Zusammenhang, der mit einem Gewässergütemodell nachgebildet werden kann.

Eine Reduzierung des Eutrophierungsgrades lässt sich auch durch den Rückhalt anthropogener Einflüsse auf den Nährstoffimport und einer daraus folgenden Blaualgenblüte erzielen. Die jahreszeitlichen Schwankungen des Eutrophierungsgrades sind grundsätzlich mit einem Modell darstellbar. Mit einer hinreichenden zeitlichen Auflösung der Messwerte kann die Variabilität des Ökosystems mit seinen jahreszeitlichen Schwankungen nachgebildet werden. Um die erforderliche Auflösung von Messwerten zu erhalten, können statistische Verfahren wie Neuronale Netze eingesetzt werden.

Bisherige Modelle zur Bestimmung der Biomasseentwicklung von Makrophyten simulieren entweder den Einfluss von Makrophyten auf die Wasserqualität oder auf die Strömungsverhältnisse. Dabei werden häufig Modelle verwendet, die eine Makrophytenart unter dem Einfluss von Nährstoffangebot oder Lichtstärke simulieren, oder es werden nach Makrophytenarten differenzierte Modelle als Komponente an ein Modell eines durchmischten Reaktors angehängt. Daher besteht der Bedarf, den Einfluss von Makrophyten auf die Hydrodynamik und auf die Wasserqualität in einem Modell zu berücksichtigen. Über die Modellierung und quantitative Prognose der Gewässergüte durch Helophyten fehlen Angaben.

Wenn Flachseen in Gewässergütemodellen aufgrund der unzureichenden Datenbasis als durchmischter Reaktor simuliert werden, lassen sich über die räumliche Variation der Wasserinhaltsstoffe keine Aussagen treffen.

1.2 Methodik

In der vorliegenden Arbeit wird für einen eutrophierten Flachsee der Einfluss der ufernahen Bepflanzung mit Schilf und Makrophytenbeständen auf die Wasserqualität im See simuliert. Dazu wird ein räumlich differenziertes dynamisches Gewässergütemodell für einen Flachsee entwickelt. Des Weiteren wird der Einfluss verschiedener Maßnahmen auf den Trophiegrad des Flachsees und die Toxinkonzentration der Blaualgen im See untersucht und eine Strategie zur Verbesserung des Trophiegrades entwickelt.

Als Untersuchungsgebiet wurde der Chaosee in der Provinz Anhui, China gewählt. Dieser Flachsee wird für die Trinkwasserversorgung genutzt, die aufgrund regelmäßiger Blaualgenblüten in den heißen Sommermonaten immer wieder eingestellt werden muss. Der Rückgang von Pflanzengürteln in den Flachwasserzonen, insbesondere entlang des Nordufers des Sees, verbunden mit der Verkleinerung der Feuchtgebiete als Folgen der Mehrzwecknutzung des Seewassers, wird neben erhöhten Nährstoffeinträgen mit als Ursache für die Verschlechterung der Seewasserqualität angesehen.

Ausgehend von einer kritischen Sichtung der einschlägigen Literatur zum Einfluss von Makrophyten auf den Nährstoffhaushalt werden die Brauchbarkeit bestehender Modelle zur Gewässergütesimulation herausgearbeitet und die Lücken bezüglich des Einflusses der Makrophyten zur Vermeidung der Algenblüte aufgezeigt (Kapitel 2). Daraus werden die Anforderungen an ein Gewässergütemodell abgeleitet.

Anschließend werden die Eigenschaften des Untersuchungsgebietes und der Gütezustand des untersuchten Sees dargestellt. Die Wachstumseigenschaften von Schilf und submerser (abgetaucht) Makrophyten werden so aufbereitet, dass sie in Algorithmen gefasst werden können. Die Toxizität von Cyanobakterien wird anhand von Konzentrationsmessungen des Chlorophylls ermittelt, um daraus die Abhängigkeit numerisch zu formulieren. In Kapitel 3 werden die ökosystemaren Zusammenhänge formuliert, die für die Verbesserung des Trophiegrades wichtig sind.

In Kapitel 4 werden die grundlegenden Gleichungen für die Modellierung der Hydrodynamik und des Ökosystems aufgestellt und die Wahl der Werte der verwendeten Parameter begründet. Für die Modellierung der Makrophyten und des Schilfes (*Phragmites australis*) werden die neuen Gleichungen aufgestellt und als Module in das gewählte Modellsystem eingefügt. Modellaufbau mit Geometrie, Start- und Randbedingungen, Kalibrierung und Validierung folgen. Die Brauchbarkeit des neuen Modells wird anhand von Messreihen belegt, und die Robustheit des Modells wird mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse bewiesen. Auf die Übertragbarkeit der Modellansätze auf andere Flachseen wird hingewiesen.

In Kapitel 5 werden neue Strategien zur Sanierung des Sees und ein Alarmplan für die Trinkwasserversorgung beim Auftreten von Blaualgen entwickelt. Es wird der Einfluss verschiedener Strategien auf den Nährstoffhaushalt und den Trophiegrad des Sees sowie auf die Nutzung des Rohwassers für Freizeit und Trinkwasser aufgezeigt. Damit wird erstmals auch die systemanalytische Anwendung von ingenieurb biologischen Verfahren quantitativ aufgezeigt.

2. Relevante Arbeiten über Flachseen und dem Einfluss von Schilf und Makrophyten

2.1 Einfluss von Schilf und submersen Makrophyten auf die Wasserqualität

Makrophyten sind völlig oder größtenteils untergetaucht (submers), oder sie schwimmen während der Vegetationsperiode ganz oder nur mit ihren Blättern an der Wasseroberfläche und blühen und fruchten dort (emers). Davon zu unterscheiden sind Sumpfpflanzen (Helophyten) wie das Schilf, bei denen nur die Wurzeln ständig unter Wasser stehen und die einen großen Teil ihrer assimilierenden Blätter oder Sprosse über die Wasseroberfläche erheben.

Makrophyten spielen in aquatischen Ökosystemen eine bedeutende Rolle, da sie als Primärproduzenten neben dem Phytoplankton wesentlichen Einfluss auf das aquatische Nahrungsnetz haben. Mit ihrer Durchwurzelung stabilisieren sie das Sediment, binden Nährstoffe wie Phosphor und Stickstoff, bieten den Mikroorganismen Oberfläche zur Besiedelung und dienen als Nahrungsquelle oder geschützter Lebens- und Fortpflanzungsraum für tierische Organismen (Abb. 2.1).

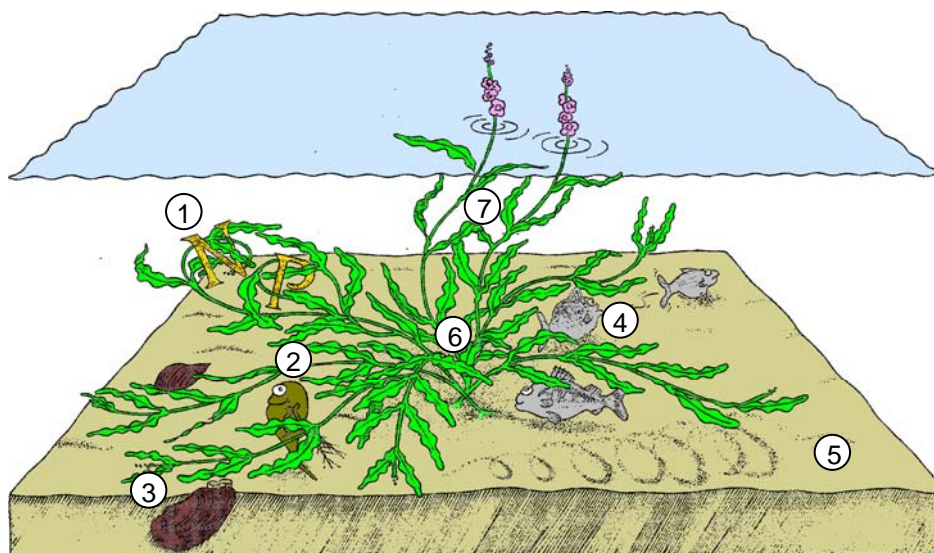


Abb. 2.1: Funktionen von Makrophyten (Jeppesen et al., 1998, verändert)

- (1) Entfernen von Nährstoffen für die Primärproduktion, (2) Schutz für Zooplankton, (3) verbesserte Bedingungen für Makrofiltrierer, (4) Rückzugsmöglichkeit für kleine Fische, (5) Stabilisierung des Sedimentes, Reduzierung der Rücklösung, (6) Erhöhung der Denitrifikation, (7) allelopathische Eigenschaften

Sie können als Bioindikatoren bei der Bestimmung des Trophiegrades von Fließ- und Standgewässern herangezogen werden. Anhand der vorkommenden Makrophyten ist eine Beurteilung des Gewässers hinsichtlich des allgemeinen ökologischen Zustandes möglich.

Makrophyten verringern in Seen den Wellenschlag am Ufer und vermindern die Nährstoffrücklösung aus dem Sediment (Stelzer, 2003). Ihre Sauerstoffproduktion und ihre Fähigkeit, Nährstoffe aus dem Wasser und dem Sediment zu binden, steigert die Selbstreinigungskraft des Gewässers. So haben Gewässer mit vielen Wasserpflanzen meist eine höhere Transparenz als vergleichbare Gewässer ohne Wasserpflanzen.

Makrophyten, die anticyanobakterielle Polyphenole produzieren, können zur Biomanipulation in eutrophen Flachseen mit erhöhtem Wachstum an Cyanobakterien oder Algenblüten eingesetzt werden (Gross et al., 1996). Besonders geeignet ist dafür das Eurasische Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*). Dies konnte qualitativ in einem Experiment im chinesischen Chao-see (Xu et al., 1999a), bei dem die Makrophyten *Alternanthera philoxeroides* Griseb. und *Phragmites australis* angepflanzt wurden, aufgezeigt werden. Die Wasserqualität innerhalb der Pflanzengesellschaft war besser als außerhalb. Die Transparenz des Wassers war sichtlich höher, und die Konzentrationen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor im Wasser waren innerhalb des Pflanzenbestandes gesunken.

Der Verlust der ufernahen Feuchtgebiete durch Eindeichung, verbunden mit dem Rückgang der Seefläche des chinesischen Chao-sees von ca. 2000 km² auf 760 km², hat nach Beobachtungen von Xu et al. (1999b) einen direkten Einfluss auf das Wachstum von Makrophyten, den Fischertrag und die Wasserqualität.

Die Ansammlung von Makrophyten in Feuchtgebieten kann nach Feibicke (2006) als stoffliche Senke dienen, indem sie Nähr- und Schadstoffe aus Gewässern effizient zurückhalten. In Versuchen bewirkten eingedeichte, mit der Schilfart *Phragmites australis* bepflanzte Polder nach dreijähriger Wachstumszeit die Retention von Nährstoffen und Fließgeschwindigkeit. Diese Retentionswirkung des Feuchtgebietes basiert auf der Verlängerung der Wasseraufenthaltszeit innerhalb des Polders. Durch die Verlangsamung der Strömung im Schilfbestand wird die Sedimentation von Partikeln gefördert, was zu einer Retention des partikulär gebundenen Phosphors führt. Die Stickstoffretention erfolgt weitgehend durch bakterielle Denitrifikation, die sich in Biofilmen an den Oberflächen der benetzten Schilfhalme wie auch an der Sediment-Wasser-Kontaktschicht des Bodensubstrats vollzieht.

Zur Sanierung des Weißenstädter Sees im Fichtelgebirge wurde eine Fläche von knapp 5000 m² mit Makrophyten bepflanzte, was einem Bepflanzungsanteil von 1% entspricht. Insgesamt wurden 700m Uferlinie bis zu einer Wassertiefe von 1,4m mit Makrophyten besetzt. Die Bepflanzungstiefe überschritt dabei die zu erwartende Sichttiefe um den Faktor 1,3. Drei Monate nach der Bepflanzung wurde in den bepflanzten Bereichen ein Deckungsgrad von über 40% festgestellt, was den Erfolg dieser Maßnahme bestätigt (Hoesch, 2006). Die Verbesserung der Wasserqualität wird noch weiter beobachtet.

2.2 Schilf und Makrophyten in Feuchtgebieten

Feuchtgebiete (engl. *wetlands*) sind tiefliegende Flächen, die hauptsächlich von emersen Wasserpflanzen oder Auwäldern besiedelt sind. Künstlich bewirtschaftete Feuchtgebiete (engl. *constructed wetlands*) bieten zusätzlich die Möglichkeit des Stoffrückhaltes. Das Wirkungsprinzip der Feuchtgebiete besteht in der Verlängerung der Aufenthaltszeit des durchfließenden Wassers und somit der Reduzierung der Fließgeschwindigkeit. Dadurch kommt es zu Sedimentations- und Fällungsprozessen. Im Wasser enthaltene Partikel wie Schwebstoffe und partikuläre organische Substanzen setzen sich im Feuchtgebiet ab und bilden neues Sediment. Die organischen Substanzen werden zum Teil mineralisiert und in die Nahrungskreisläufe eingebracht. Durch Fällung wird ein Teil des Phosphors zusammen mit Schlammpartikeln oder in Form von Eisenverbindungen gebunden. Die Phosphorretention beruht hauptsächlich auf der Sedimentation von partikulär gebundenem Phosphor (Feibicke, 2006).

Das Feuchtgebiet wirkt als Stoffsenke, wenn die Summe der Einträge größer ist als die Summe der Austräge. Die zurückgehaltenen Stoffe werden entweder im Sediment des Feuchtgebietes fixiert oder in die pflanzliche Biomasse eingebaut. Daraus ergeben sich zwei wesentliche Ressourcen aus den Feuchtgebieten: die pflanzliche Biomasse kann als Rohstoff genutzt werden, und das Sediment kann nach der Wiederaufbereitung in Flächen mit hohen Stoffverlusten verwendet werden. Während die Nutzung der Pflanzenbiomasse bereits nach kurzer Zeit möglich ist, werden für die Nutzung des Sedimentes längere Zeiträume (mehrere Jahre) benötigt.

Die Pflanzenbiomasse ist bereits nach einer Wachstumsperiode im Feuchtgebiet nutzbar und kann abgemäht werden. Geerntetes Schilf kann z. B. als Dachreet, Bodenzusatz, Mulch, Dünger in der Landwirtschaft, Rohstoff für Viehfutter sowie zur Gewinnung von Biogas oder als Kompost genutzt werden (Hildman, 1997).

Feuchtgebiete können neben dem Stoffrückhalt auch als Wasserspeicher dienen und nach Hildmann (1997) einen geringen Schutz vor kleinerem Hochwasser bieten. Durch die hohen Verdunstungsraten von Feuchtgebieten werden Temperaturschwankungen gepuffert. Nach Feibicke (2006) haben Feuchtgebiete folgende Vor- und Nachteile:

Vorteile:

- Nutzung natürlicher Retentions-Prozesse unter geringem Fremdenergieeinsatz,
- Maximierung der Retention von Nähr- und Trübstoffen durch bewirtschaftete Feuchtgebiete (*constructed wetlands*),
- Stärkung des Landschaftswasserhaushalts,
- natürliche Feuchtgebiete zur Senkung diffuser Einträge bei günstiger Gestaltung,
- energetische und/oder stoffliche Nutzung der Biomasse (Multifunktionalität),
- Bestandsentwicklung von Makrophyten durch günstige Substrat- und Nährstoffbedingungen,
- Attraktivität der Feuchtgebiete für Naturbeobachtung und Tourismus.

Nachteile:

- Bewirtschaftete Feuchtgebiete haben einen großen Flächenbedarf,
- die maximale Retentionsleistung wird erst nach Ausbildung eines dichten Röhrichbestandes nach 5 - 10 Jahren erreicht,
- zusätzliche wasserbauliche technische Einrichtungen wie Dämme, Wehre und Verteiler sind notwendig,
- Folgen von Extrem-Hochwässern auf die wasserbaulichen Einrichtungen sind zu berücksichtigen,
- hohe Bau- und Investitionskosten,
- erhebliche laufende Betriebskosten für Unterhalt und Pflege,
- mittel- und langfristige Bewirtschaftung notwendig,
- Entfernung von Schlamm und Rhizombiomasse als „Abfall“.

Schilfkulturen, z. B. *Phragmites australis*, gehören zu den produktivsten Pflanzen für ein Feuchtgebiet und können im Jahresmittel bis zu 15 t/ha an oberirdisch erntbarer Biomasse produzieren. Beeinflusst wird die Produktivität durch die Dauer der Vegetationsperiode, dem Klima, der Bodenbeschaffenheit, dem Salzgehalt des zufließenden Wassers, dem Wasserstand mit seinen Schwankungen sowie Größe und Form des Feuchtgebietes. In einem norddeutschen Flachsee, dem Dümmersee, wurden in einem Schilfpolder 10-14 t/ha Schilf im Jahr produziert (Poltz, Ripl, 1989). In einem schwedischen See wurde aufgrund des kälteren Klimas nur eine Biomasse von 4-8 t/ha im Jahr produziert (Hildmann, 1997).

Wu et al. (2006) untersuchten ein vom Yangtze regelmäßig überflutetes Feuchtgebiet und stellten fest, dass die Konzentration verschiedener Anionen sich über die Jahreszeiten unterschieden. Sie stellten fest, dass die mittleren Konzentrationen von Phosphor und Nitrat im Frühjahr höher waren als im Herbst. Die Nährstoffe gelangen in das Feuchtgebiet während einer Jahreszeit mit hohem Wasserstand. Sie wurden dann während der trockeneren Jahreszeit mit niedrigerem Wasserstand durch den Makrophytenbestand der Wassersäule entzogen, und es stellte sich eine niedrigere Konzentration ein. Da die Wasserpflanzen jedoch im Herbst nicht abgemäht, also dem System entzogen wurden, erzeugte dies eine zweite erneute Phosphor-Belastung.

2.3 Nährstoffverbrauch durch Makrophyten

Die von den Pflanzen benötigten Nährstoffe bestehen aus anorganischen Ionen, die je nach Standort der Pflanze aus der Luft, dem Wasser oder dem Sediment entnommen werden. Zu den Hauptnährstoffen zählen: Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Calcium und Sulfat. Die Verfügbarkeit der Nährstoffe hängt vom chemischen Verhalten des jeweiligen Nährstoffs und von den Standortbedingungen ab. Da die Nährstoffe in einem bestimmten Mengenverhältnis benötigt werden, begrenzt meist die Verfügbarkeit eines Elementes das Wachstum der Pflanzen. Führt man dieses Element zu, steigert sich das Wachstum. Dieses Phänomen wird vielfach auch als „Düngung“ bezeichnet.

Die Nährstoffe Calcium, Magnesium, Kalium und Sulfat werden von Wasserpflanzen hauptsächlich aus der Wassersäule aufgenommen. Stickstoff, Phosphor und Eisen werden hauptsächlich dem Sediment entzogen, da die Konzentration von Phosphor und Stickstoff im Sediment meist um ein vielfaches höher ist als im freien Wasserkörper. Anteile von Stickstoff und Phosphor werden abhängig von der Konzentration im Wasser auch der Wassersäule entzogen.

Da fest wurzelnde Wasserpflanzen die Nährstoffe hauptsächlich aus dem Sediment aufnehmen und diese beim Absterben der Biomasse an die Wassersäule abgeben, können Wasserpflanzen als Vektor für den Transport von Phosphor aus dem Sediment in die Wassersäule angesehen werden (Schneider, 2004).

Makrophytenbestände können durch die Metabolisierung von Nährstoffen in die eigene Biomasse, die Festlegung partikulär gebundener Nährstoffe, die verstärkte Sedimentation innerhalb der Makrophytenbestände und die verstärkte Nitrifikation und Denitrifikation die für das Wachstum von Phytoplankton nutzbare Nährstoffmenge reduzieren. Nach Böhme (1998) werden insbesondere die aus dem terrestrischen Umfeld eingetragenen Nährstoffe in ufernahen Makrophytenbeständen zurückgehalten.

Ufernahe Makrophytenbestände können nur einen begrenzten Rückhalt gelöster Nährstoffe bewirken (Böhme, 1998). Die absterbende Pflanzenbiomasse setzt während ihres Abbaus einen großen Teil der Menge der während der Vegetationsperiode aufgenommenen Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen innerhalb kurzer Zeit wieder frei, wenn die Biomasse nicht vorher aus dem Gewässer entfernt wird.

Die Nährstoffkonzentration in den oberirdischen Teilen der emersen Makrophyten ist zu Beginn der Wachstumsperiode am höchsten und sinkt bereits in der Reifezeit (mit ansteigendem Anteil an Stützgewebe) wieder ab. Wenn die Biomasse im Jahresverlauf am höchsten ist, liegt die mittlere Konzentration an Stickstoff zwischen 1 und 3% der Trockenmasse und an Phosphor zwischen 0,1 und 0,3% der Trockenmasse. In submersen Makrophyten ist die Konzentration wegen des Fehlens des nährstoffarmen Stützgewebes etwas höher. Die Nährstoffaufnahme von submersen Makrophyten liegt über das Jahr für Stickstoff zwischen 4,7 – 12,0 g/m²·a und für Phosphor bei 0,57 – 2,3 g/m²·a (Böhme, 1998). Submerse Makrophyten haben meist nur einen begrenzten Einfluss auf die Nährstoffkonzentration im Wasser.

Die Nährstoffkonzentration in den Makrophytenbeständen folgt dem Wechsel der Jahreszeiten. Im Frühjahr werden gespeicherte Nährstoffe für das Wachstum der Austriebe genutzt. Dann beginnen die Triebe mit der Photosynthese und produzieren Speicherstoffe, die gegen Ende der Vegetation wieder in die unteren Pflanzeteile verlagert werden. Die Nährstoffgehalte von Stickstoff und Phosphor in den Trieben sind daher im Frühjahr hoch und nehmen im Jahresverlauf ab. In den unteren Teilen dagegen sinkt ihr Anteil im Frühjahr und steigt zum Herbst hin an. Durch Mähen können also die Nährstoffe aus dem Gewässer entzogen werden.

Clarke (2002) beschreibt das Wachstum submerser Makrophyten in fließenden Gewässern als saisonales Wachstum. Dieses beginnt wie in Abb. 2.2 im Frühjahr mit dem Keimen der Sprosse, hat in der nachfolgenden Zeit das größte Wachstum und erreicht die maximale Bio-

masse im Sommer. Im Herbst stirbt ein Großteil der Biomasse ab, und einige Triebe überwintern bis zur nächsten Vegetationsperiode.

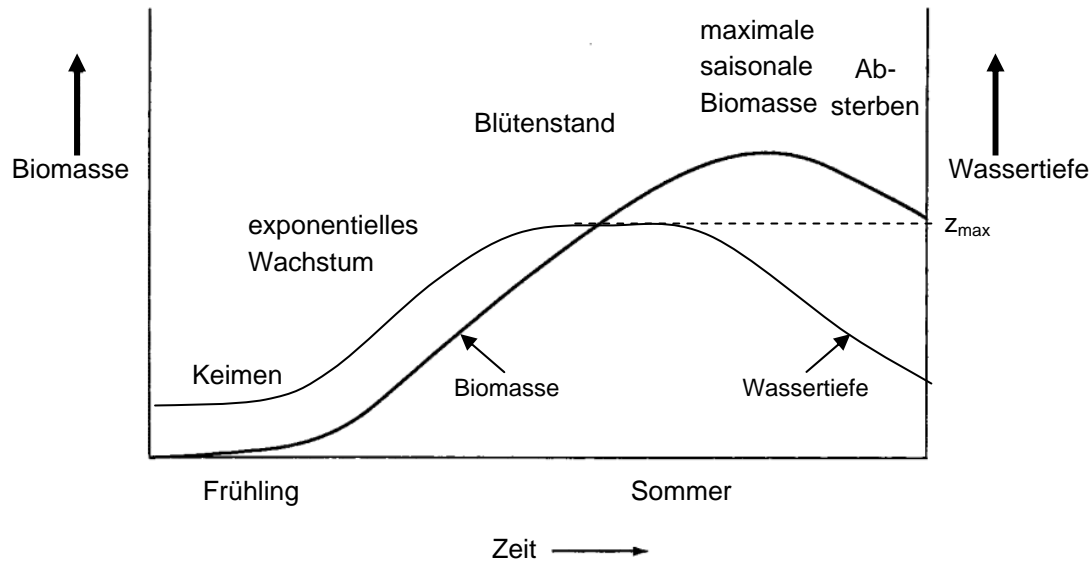


Abb. 2.2: Wachstumsstadien und Biomasse jährlicher Makrophytenbestände in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Clarke, 2002, verändert)

2.4 Einfluss von Makrophyten auf das Sediment

Da Makrophyten das Sediment zur Nährstoffversorgung nutzen, spielt die Sedimentschicht eine wichtige Rolle bei der Makrophytenmodellierung (Muhammetoglu & Soyupak, 2000).

Sedimentuntersuchungen an zehn Seen im Mittel- und Unterlauf des Yangtze wurden von Wang et al. (2006) durchgeführt (Abb. 2.3). Sie untersuchten die Rücklösung von Phosphor in diesen Flachseen. Innerhalb der untersuchten Seen variiert der Gesamtphosphorgehalt stark, wobei ein starker Zusammenhang zwischen der Sedimentrücklösung und dem Gesamtphosphorgehalt in der Wassersäule besteht. Das besagt, dass stark angereicherte Sedimente ein hohes Risiko der Phosphorrücklösung aufweisen.

An Sedimentbohrkernen wurde der Einfluss einer submersen Makrophytenart (hier: *Hydrilla verticillata*) auf die Phosphorretention und Phosphorrücklösung dieser Sedimente von Wang et al. (2007) untersucht. *Hydrilla verticillata* ist in vielen chinesischen Gewässern verbreitet, zeigt eine große Anpassungsfähigkeit und schnelles Wachstum. Bei Sedimentanalysen ergab sich eine erhöhte Fähigkeit der Phosphoranreicherung in Sedimenten mit Makrophyten und eine Verringerung der Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten. Das Sediment hat dabei einen entscheidenden Einfluss auf das Wachstum der unterschiedlichen Pflanzenteile der Makrophyten und auf die Verteilung der Pflanzen (Barko, 1983). So wurde die Entwicklung der Triebe stärker als die Entwicklung der Wurzeln vom Sediment beeinflusst.

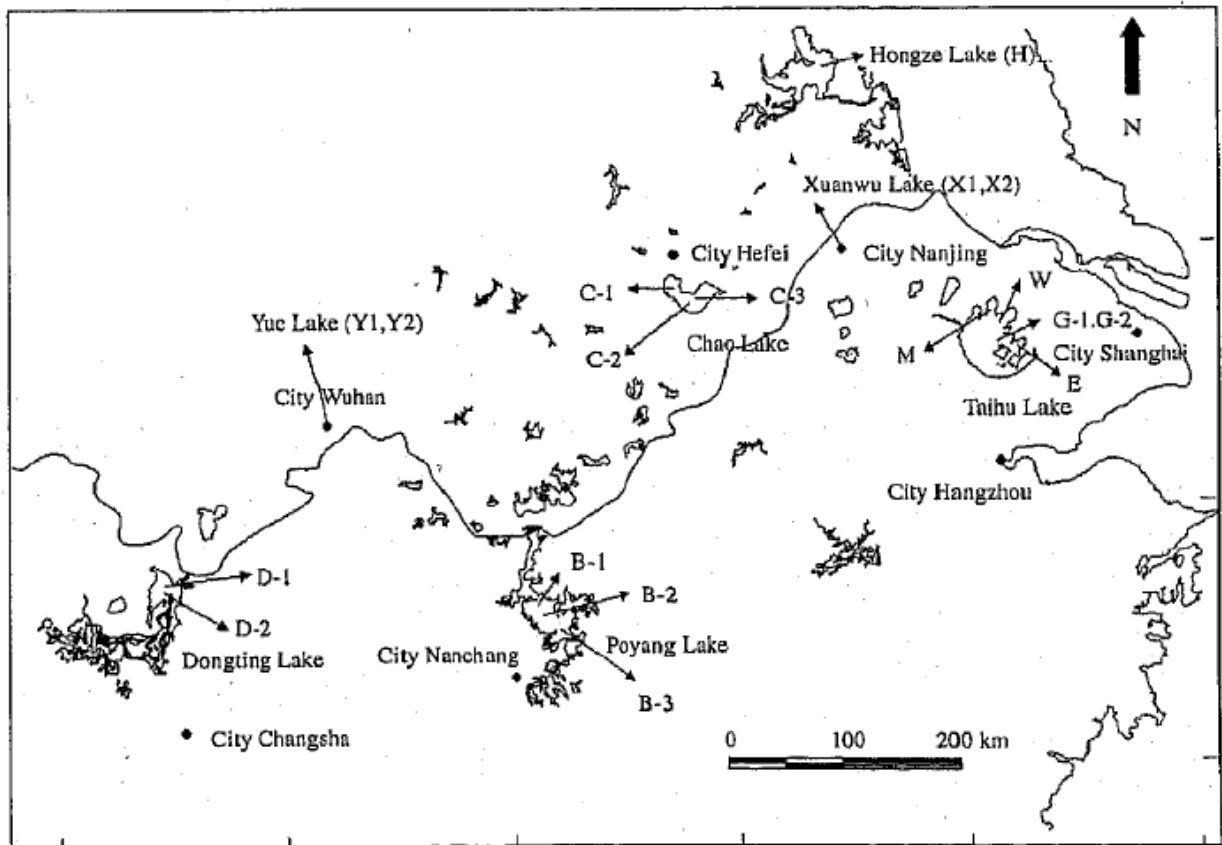


Abb. 2.3: Flachseen im Mittel- und Unterlauf des Yangtze (Wang et al., 2006), mit Messpunkten: C-1, C-2 und C-3 im Chaosee; B-1, B-2 und B-3 im Poyang Lake; M im Meiliang Lake; W im Wuli Lake; G-1 und G-2 im Gong Lake; E im East TaiHu Lake; D-1 und D-2 im Dongting Lake; H im Hongze Lake; X-1 und X-2 im Xuanwu Lake; Y-1 und Y-2 im Yue Lake

Die Phosphor-Freisetzung aus dem Sediment ist ein wichtiger Faktor für die Eutrophierung der flachen Seen im Mittel- und Unterlauf des Yangtze. Versuche an den Sedimenten des Chaosees und des TaiHu Lake zeigten, dass ein höherer pH-Wert die Verbindung von Phosphaten an Fe/Al-Hydroxiden schwächt und zu einer Freisetzung von Fe/Al-Phosphor führt (Huang et al., 2005). Die externe Phosphor-Belastung bestimmt dabei die räumliche Verteilung der Phosphor-Anteile in der oberen Sedimentschicht. Somit ist die Phosphor-Freisetzung in den Sedimenten dieser Seen stark vom pH-Wert des Sedimentes abhängig.

Die Phosphorrücklösung aus dem Sediment wurde an zwei eutrophierten Flachseen untersucht, von denen der eine stark kalkhaltig und von Makrophyten dominiert und der andere mit Plankton besetzt war. In Laborversuchen wurde an Sedimentkernen dieser Seen die Phosphorrücklösung unter sauerstoffreichen und sauerstoffarmen Bedingungen durchgeführt. Der planktondominierte See zeigte dabei eine zweimal höhere Phosphorrücklösung unter sauerstoffarmen Bedingungen als unter sauerstoffreichen Bedingungen. Der makrophytendominierte See zeigte keine signifikanten Unterschiede. Die potentielle Phosphorrücklösung wird durch den Makrophytenbesatz unter sauerstoffarmen Bedingungen retendiert (Kisand und Nöges, 2003). Ein Makrophytenbesatz hat also auf die verminderte Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment einen positiven Einfluss.

Von Best et al. (2001) wird ein Modellansatz entwickelt, der den Metabolismus und die Entwicklung der Biomasse submerser Makrophyten mit dem Einfluss klimatischer Bedingungen verknüpft. Das Modell (HYDRIL/MILFO) verfolgt den Kohlenstofffluss durch die Vegetation und bilanziert diesen an der Einheits-Wassersäule mit einer Grundfläche von einem Quadratmeter. Dieses Modell berücksichtigt klimatische Einflüsse, so dass es in unterschiedlichen Klimaten einsetzbar ist. Es berücksichtigt verschiedene Faktoren, die die Biomassedynamik beeinflussen, wie z. B. die ortsspezifischen Veränderungen im Klima. Die Lichtschwächung in der Wassersäule, die Kohlenstoffaufnahme bei Lichtsättigung, die Temperatur, Überwinterungsstrategien, Grazing und die mechanische Regulierung des Pflanzenbestandes wie das Entfernen der Triebe werden ebenfalls berücksichtigt. Simulationen der Biomasse über einen Zeitraum von einem bis fünf Jahren ergaben eine gute Übereinstimmung mit beobachteten Daten. Für die Vorhersage der Pflanzenproduktion von Makrophytenbeständen an vielen Standorten kann das Modell genutzt werden, um den Einfluss der Veränderung von Klima, Wassertiefe, Sichttiefe und Wellenschlag oder von Grazing auf den Makrophytenbestand zu quantifizieren. Der untersuchte See wird als durchmischter Reaktor betrachtet, eine flächengenaue Differenzierung erfolgt nicht. Das Modell eignet sich für kleine Seen, bei denen die Zeitdauer für den Stofftransport in der Größenordnung des benutzten Zeitintervalls für das Modell liegt.

Ein Ziel einer Studie von Asaeda und Karunaratne (2000a, 2000b) war die Entwicklung und der Einsatz eines deskriptiven Modells zur Vorhersage des Wachstumspotentials der Schilfart *Phragmites australis* unter den klimatischen Bedingungen der tschechischen Republik, Japan und Australien. Wachstumsspitzen und das Ende des Wachstums an den drei verschiedenen Untersuchungsgebieten konnten bestimmt werden. Weiteres Ziel dieses Modells ist die Vorhersage des optimalen Zeitpunktes für das Mähen des Schilfs, wenn dieses die maximal mögliche Konzentration an Nährstoffen enthält.

Die Wachstumsdynamik des Schilfs wird anhand von fünf Variablen bestimmt: Triebe, Blütenstand, Wurzeln, alte und neue gebildete Rhizome jeweils als Biomasse pro Quadratmeter. Das Nettowachstum der Pflanzen ergibt sich aus dem Produkt von Photosynthese, Verdunstung und Sterberate.

Um die saisonale Variabilität des Pflanzenwachstums zu erfassen, wurden im Modell die Biomasse aus Rhizomen und Wurzeln vor dem Wachstum, die tägliche Globalstrahlung und die mittlere tägliche Lufttemperatur vorgegeben. Die saisonale Variation der oberirdischen und unterirdischen Biomasse des Schilfs wird mit den Parametern simuliert und mit experimentellen Untersuchungen verglichen. Über die Entwicklung der Biomasseproduktion des Schilfs werden keine Aussagen gemacht.

Die verschiedenen Einflüsse auf die Vegetationsdynamik während des saisonalen Kreislaufs wie das Grazing, Überwinterungsstrategien, Wellenschlag und die Samenverstreuerung werden im Modell MEGAPLANT (Scheffer et al., 1993) beschrieben. Es können Mechanismen, die das Überleben der Vegetation in einem trüben eutrophen See bestimmen, analysiert werden. Das Modell dient zur Untersuchung des Einflusses wichtiger Umgebungsfaktoren auf die Dynamik des Wachstums verschiedener Arten submerser Makrophyten.

Es beschreibt den phänologischen Jahresgang der Pflanzen mit Parametern wie Überwinterungsstrategien und Produktion von Biomasse, die von Photosynthese und Respiration abhängig sind, sowie Licht, Nährstoffe, Temperatur und Mortalitätsfaktoren. Umgebungsbedingungen und Pflanzenparameter sind im saisonalen Kreislauf variabel. Die Faktoren Licht, Temperatur, Wellenschlag und Grazing beeinflussen die Vegetation in der jeweiligen Jahreszeit, abhängig von Wachstumsform und Produktionseigenschaften.

Scheffer et al. (1993) untersuchten außerdem die Überwinterungsmechanismen der Makrophytenbiomasse. Die Makrophytenvegetation wird über Rhizome und Ausläufer, aus denen neue Triebe im Frühjahr aussprossen, über Winter aufrechterhalten. Dabei können so genannte „hot spots“ sehr produktiver Vegetation eine insgesamt spärliche Vegetation aufrechterhalten. Kleine Veränderungen der Umgebungsbedingungen können über mehrere Jahre Schwankungen an der Biomasse der Vegetation hervorrufen.

Die Simulationsergebnisse wurden mit Beobachtungen an niederländischen Flachseen belegt. Dort sind 90% der Vegetation auf ein Gebiet bis zu einer Wassertiefe von einem Meter beschränkt (Abb. 2.5, links). Nur vereinzelte Bestände sind in größeren Tiefen anzutreffen. Die Verbreitung von Samen, die durch die Futtersuche von Schwänen im Winter in tiefere Bereiche getragen werden, könnte hierfür eine Erklärung sein. Die Häufigkeitsverteilung der natürlichen Ausbreitung eines Makrophytenbestandes auch in die tieferen Bereiche des Sees hinein ist in Abb. 2.5 dargestellt. Die größte Biomasse tritt mit der höchsten Wahrscheinlichkeit in einer Tiefe zwischen zwei und drei Metern auf.

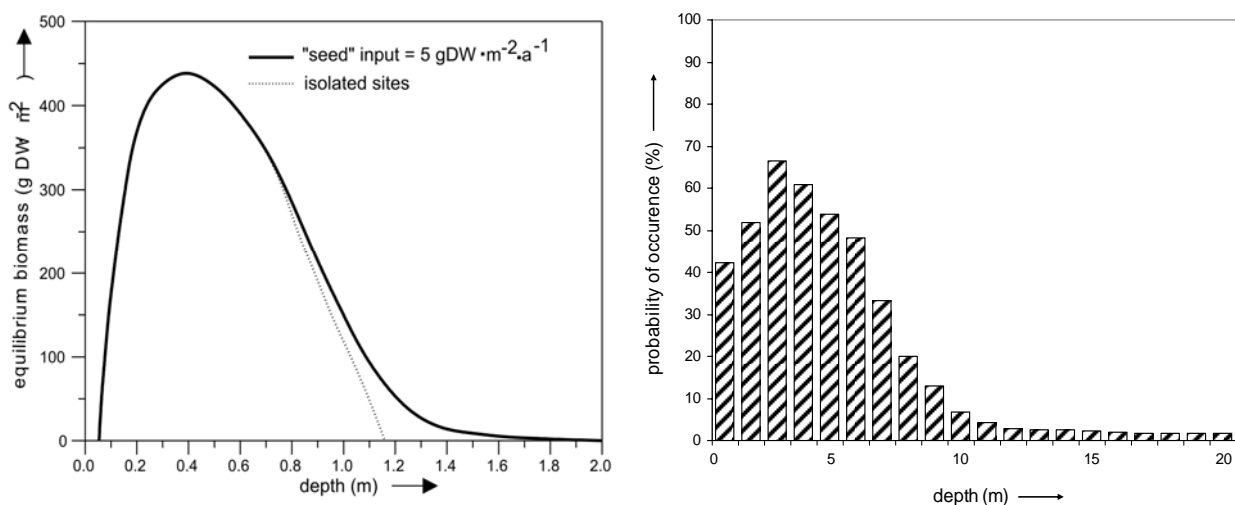


Abb. 2.5: (a) Simulierte Auswirkung des Sameneintrags und (b) Häufigkeitsverteilung von *Potamogeton pectinatus* auf 0,25 ha Seefläche in unterschiedlichen Tiefen (Scheffer et al., 1993)

Das Modell CHARISMA (Van Nes, 2000) ist eine Weiterentwicklung des Modells MEGAPLANT (Scheffer et al., 1993) und eine Kombination mit dem Modell ArtiVeg (Van Nes, Scheffer, 1996, in: Van Nes, 2000). In diesem Modell kann das Wachstum beliebiger Anzahl von Makrophyten unterschiedlicher phänologischer Eigenschaften modelliert werden.

Es wurde für die Simulation des Konkurrenzverhaltens von einer oder mehrerer konkurrierenden Makrophyten entwickelt. Es ist räumlich detailliert und rasterbasiert. Physiologische Daten von Makrophytenarten und Umweltkenngößen wie Strahlung, Temperatur und Extinktion können vorgegeben werden. Das Modell erzeugt räumliche und zeitliche Ausgaben, die mit beobachteten Daten verglichen werden können.

Eine Kopplung an ein hydrodynamisches Modell besteht nicht. Weitere Güteparameter wie Nährstoffe werden nicht simuliert und ausgegeben. Der Zusammenhang zwischen Wasserpflanzen und Nährstoffen wird nur über einen Grenzwert für die maximale limitierende Nährstoffkonzentration simuliert. Wachstum und die Verbreitung der Makrophyten werden nach Festlegung eines Keimungstages im Modell simuliert. Das Wachstum wird über ein festgelegtes Verhältnis von Wurzeln und Trieben definiert.

Bisheriges Einsatzgebiet des Modells war die Untersuchung des Konkurrenzverhaltens von Armleuchteralge (*Chara aspera*) und Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus* L.) entlang eines Tiefengradienten. Parameter für dieses Modell wurden Literaturdaten, Laborexperimenten und Beobachtungen eines niederländischen Flachsees, dem Veluwemeer am IJsselmeer entnommen. Die Ergebnisse zeigten, dass die Armleuchteralgen in tieferem Wasser die besseren Überlebensstrategien aufwiesen. In niedrigerem Wasser war ein gleichzeitiges Wachsen von beiden Makrophytenarten möglich, jedoch war es für das Kammlaichkraut schwierig, in ein bestehendes *Potamogeton*-Feld einzudringen.

Sensitivitätsanalysen zeigten, dass Unsicherheiten in allen Parametern von 10% zu einem Schwankungsbereich des Modellergebnisses von 40% im Sommer führten. Im Frühling und Herbst war die Sensitivität der Parametervariation sehr viel größer als im restlichen Jahr. Die maximale Biomasse im Sommer war meist beeinflusst durch die maximale Photosyntheserate.

Das Konkurrenzverhalten von Makrophyten und Phytoplankton wurde von Xu et al. (1999a) untersucht. Sie entwickelten ein ökologisches Modell zur Beschreibung der Biomassedynamik mit und ohne den Einfluss von Makrophyten im chinesischen Chaosee. Verwendete Parameter für die Wasserqualität sind hierbei die Temperatur, das Verhältnis zwischen Zooplankton und Phytoplankton und die Sichttiefe.

Der Verfahrensablauf des Modells ist in Abb. 2.6 dargestellt. Mit einem Modell ohne das Makrophytenmodul wird die Parameterbestimmung und Kalibrierung durchgeführt. Sind diese Parameter hinreichend genau nachgebildet, können aus dem Modellergebnis ökologische Indikatoren abgeleitet werden. Bei nicht ausreichender Nachbildung ist die Parameterbestimmung erneut durchzuführen. Die Parameter für das Modell mit Makrophyten wurden der Literatur entnommen und das bereits kalibrierte Modell mit diesem zusätzlichen Modul zur Ermittlung ökologischer Indikatoren simuliert.

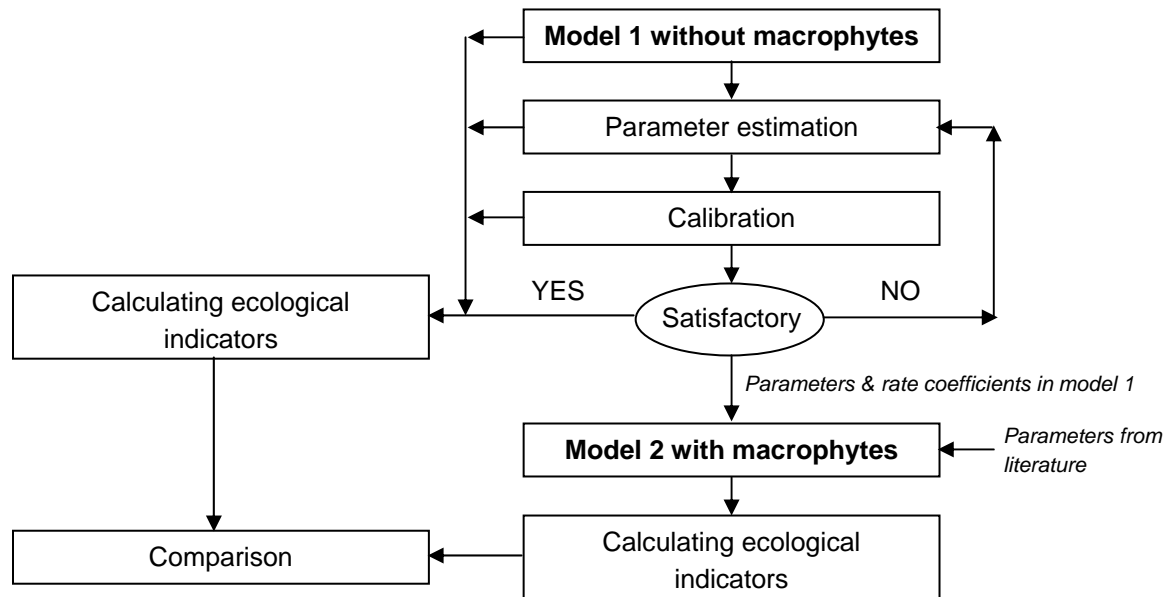


Abb. 2.6: Verfahren für die Modellierung der Sanierung mit Makrophyten im Chaosee (Xu et al. 1999a)

Der Vergleich der Simulationen des Modells mit und ohne Makrophytenmodul zeigt, dass durch die Sanierung mit Makrophyten im Chaosee die Phytoplankton-Biomasse zurückgedrängt werden kann. Neben dem Rückgang der Biomasse sind Sichttiefe sowie die Fischerträge im Modell angestiegen. Das Modell konnte die Dynamik des Ökosystems im Jahresverlauf gut nachbilden. Der Chaosee wurde dabei als durchmischter Reaktor betrachtet. Eine Simulation der flächenhaften Ausbreitung fand nicht statt.

Wie nachfolgend dargestellt, wurde mit dem kalibrierten Model und den Literaturparametern, der Einfluss der Anfangskonzentration von Makrophyten auf das Phytoplankton untersucht. Dabei hat die Anfangskonzentration der Makrophyten-Biomasse im Modell einen direkten Einfluss auf die Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse (Xu et al., 1999a). Bei einer niedrigen Makrophytenkonzentration von 2 mg/l stieg die Phytoplanktonkonzentration bis auf 35 mg/l an (siehe Abb. 2.7). Wurde die Makrophytenkonzentration auf 10 mg/l erhöht, konnte sich das Phytoplankton nur bis zu einer Konzentration von 20 mg/l in den Sommermonaten ausbreiten. Mit den Makrophyten wurde die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons im Chaosee also eingeschränkt. Es konnte mit dem Modell für einen durchmischten Reaktor also aufgezeigt werden, dass Makrophyten zur Verbesserung der Wasserqualität des Chaosees eingesetzt werden können.

Die in diesem Modell produzierte Biomasse an Makrophyten und ein Verlauf des Makrophytenwachstums über den Simulationszeitraum wurde nicht angegeben und die räumliche Auswirkung der Makrophyten nicht betrachtet. Im Hinblick auf die Größe des Sees und seiner limnologischen Eigenschaften dürfte der Ansatz eines Reaktors zu einfach sein.

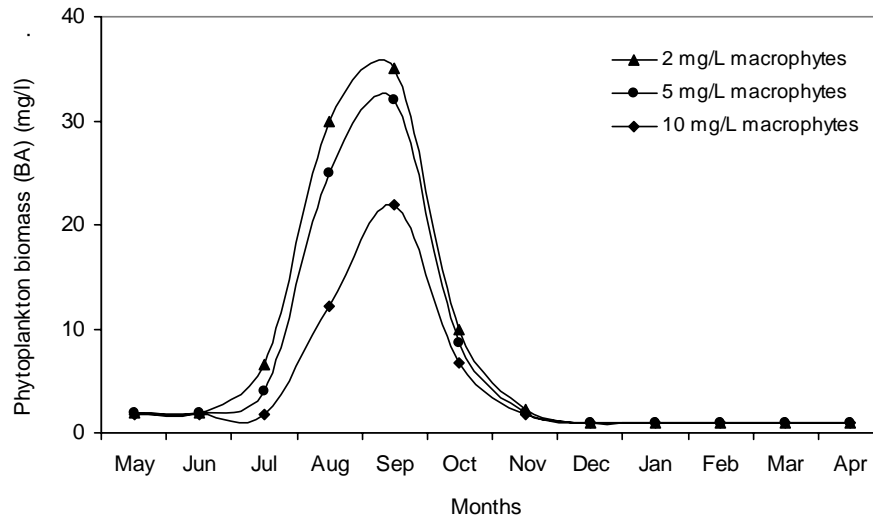


Abb. 2.7: Einfluss unterschiedlicher Anfangskonzentrationen der Makrophyten auf die Phytoplankton-Biomasse (Xu et al. 1999a)

Ein Modell zur Ermittlung des Einflusses auf den Makrophytenbestand durch Wasserspiegelschwankungen in Hochwasser- und Trockenperioden und durch das Entfernen von Pflanzen durch Mähen oder Grazing wurde mit dem Modell POTAM von Best und Boyd (2003) entwickelt. Es simuliert das Wachstum eines Bestandes mit Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus* L.) in der Einheits-Wassersäule (1m² Grundfläche). Physiologische Eigenschaften des Pflanzenbestandes und Umwelt- und Wetterbedingungen im Untersuchungsgebiet, das durch den geographischen Längen- und Breitengrad definiert wird, dienen als Eingaben. Dazu zählen die Höhe der Wassersäule, die Wassertemperatur, Alkalität, pH-Wert, tägliche Maximal- und Minimaltemperatur und die Strahlung für jeden Tag des Simulationszeitraumes. Das Wachstum in diesem Modell wird hauptsächlich mit Prozessen wie die CO₂-Assimilation und die Respiration aufgebaut. Faktoren, die die Dynamik der Biomasse beeinflussen, sind berücksichtigt. Ortsspezifische Klimaveränderungen, Temperatur, Sichttiefe, Wasserstand, pH-Wert und Sauerstoffeinflüsse auf die CO₂-Assimilationsrate bei Lichtsättigung. Überwinterungsstrategien und Grazing werden ebenso simuliert wie die mechanische Kontrolle des Makrophytenbestandes durch Entfernen der Biomasse.

Sensitivitätsanalysen zeigten, dass eine Veränderung der photosynthetischen Aktivität bei Lichtsättigung, nicht aber die Veränderung des Lichtnutzungsgrades den größten Einfluss auf die Produktion der maximalen Pflanzenbiomasse hat. Die maximale Biomasse wird ebenfalls durch Veränderungen der Entwicklungsraten in der Vorblütezeit beeinflusst.

Mit verschiedenen für den jeweiligen Standort maßgebenden Parametern gibt das Modell einen guten Einblick in die Mechanismen, die bei der Dynamik submerser Makrophyten überwiegen. Dieses Modell ist nur für längere Simulationszeiträume geeignet; es wurde für Zeiträume von fünf Jahren eingesetzt. Für Kurzzeitsimulationen im Bereich von einem bis zwei Jahren ist dieses Modell also nicht geeignet.

Muhammetoglu und Soyupak (2000) entwickelten ein quasi-dreidimensionales Gewässergütemodell für einen von Makrophyten dominierten Flachsee. Hier wird ein bestehendes zwei-

dimensionales tiefengemittelttes hydrodynamisches Modell für ein Fließgewässer mit einem dreidimensionalen Stofftransportmodul erweitert. Die Modellierung des Stofftransportes erfolgt nach der advektiv-dispersiven Massenbilanz für x-, y- und z-Richtung, wobei in vertikaler Richtung eine gleichförmige Fließgeschwindigkeit angenommen wird.

Das Modell ist zur Simulation von Makrophyten und deren Wechselbeziehungen mit anderen Parametern geeignet. Die modellierten Makrophytenprozesse umfassen Photosynthese, Respiration, Mortalität und Exkretion. Es werden submerse Makrophyten ohne weitere Differenzierung zwischen den Spezies simuliert. Eine bestimmte Makrophytenart oder mehrere verschiedene Makrophytenarten sind mit diesem Modell nicht nachzubilden.

Das Modell kann die Einflüsse auf die Makrophytenbiomasse und das saisonale Sauerstoffverhalten sowie den Einfluss der Veränderung der Photosyntheserate auf tägliche Sauerstoffverhältnisse bestimmen. Der Einfluss auf andere Parameter wie der Trophiegrad eines Sees kann mit diesem Modell nicht bestimmt werden.

Der Einfluss von Makrophyten auf die Wasserqualität in einem Fluss wurde in einem dynamischen zweidimensionalen Gewässergütemodell von Berger (2004) untersucht. Dieses Gütemodell wurde entwickelt, um die Wirkung von Managementstrategien zur Verbesserung der Wasserqualität vorherzusagen. Ziel war hier, den optimalen Zeitpunkt für das Mähen der Makrophyten zu bestimmen, um die Nährstoffe aus dem System zu entfernen. Infolge des Modellzuschnittes auf ein Fließgewässer ist die Anwendung für einen Flachsee nicht gegeben.

Der Einsatz eines Makrophytenmodells für die ökologische Risikobewertung wurde von Best et al. (2001) untersucht. Die Konsequenzen von Bewirtschaftungsänderungen eines großen Flusses wie der potentielle Einfluss eines verstärkten Schiffsverkehrs auf das Wachstum der Makrophyten wurden bewertet. Szenarien im Schiffsverkehr wurden in veränderte Schwebstoffkonzentrationen und veränderte Lichtverhältnisse unter Wasser übertragen. Das Modellergebnis zeigt, dass ein Szenario mit stärkerem Schiffsverkehr einen minimalen Rückgang im Wachstum und der vegetativen Reproduktion bewirkt. Für diese ökologische Risikobewertung wurde ein Verfahrensablauf (Abb. 2.8) von ihm aufgestellt, der als Ausgabe über das Makrophytenwachstum, die Bathymetrie, den übertragenen Schiffsverkehr und die Sedimentzusammensetzung die Biomasse ermittelt.

Sie können zur Bestimmung künftiger Zustände, basierend auf Annahmen bekannter Wechselbeziehungen, eingesetzt werden, sind jedoch für die präzise quantitative Vorhersage zukünftiger Biomassezustände nicht geeignet.

Somit kann ein Wachstumsmodell als Werkzeug in der ökologischen Risikobewertung eingesetzt werden und ein nützliches Instrument zur Beschreibung der Makrophytendynamik und ihrer Wechselbeziehungen mit Umweltfaktoren und anthropogenen Einflüssen sein (Best et al., 2001).

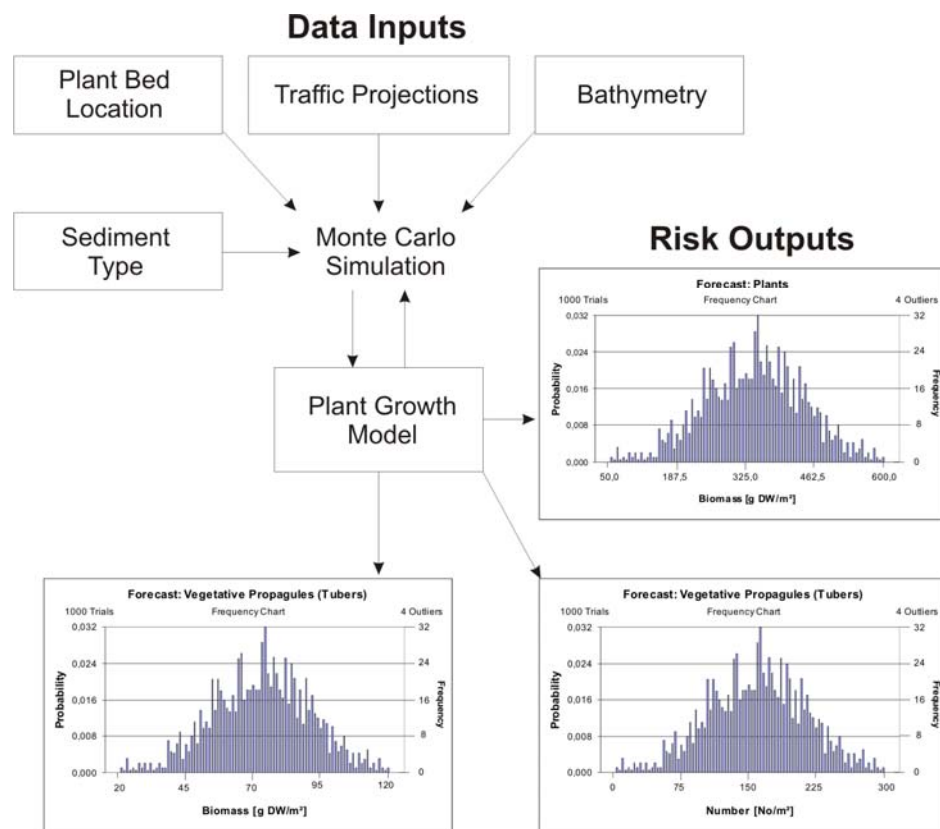


Abb. 2.8: Schematische Darstellung zur Überprüfung der ökologischen Risikobewertung mit einem Makrophytenmodell (Best et al., 2001)

3. Eigenschaften und Pflanzengesellschaften eines Flachsees

3.1 Untersuchungsgebiet Chaosee

Der Chaosee ist der fünftgrößte Frischwassersee Chinas und liegt in der Provinz Anhui im Süden der Nordchinesischen Ebene (siehe Abb. 3.1). Er hat eine Oberfläche von 780 km² und eine mittlere Tiefe von nur 3,0 m (Tab. 3.1). Somit ist er als Flachsee (shallow lake) einzustufen (Dokulil et al., 2001).

Der See leidet unter einer starken Eutrophierung seit den letzten Dekaden, die nach Xu et al. (1999a) durch das Bevölkerungswachstum und der ökonomischen Entwicklung im Einzugsgebiet hervorgerufen wurde. Er ist ein ungeschichteter, nährstoffreicher See, was in den warmen und feuchten Sommermonaten regelmäßig große Blaualgenblüten hervorruft. Bereits 1975 wurde eine erste Systemanalyse des Chaosees von Chen und Ditoro (in: Tu et al., 1990) mit ersten Untersuchungen zur Eutrophierung im Chaosee durchgeführt.

Im knapp 14.000 km² großen, landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebiet leben rund 9 Mio. Einwohner. Große Städte im Einzugsgebiet sind Hefei (ca. 1 Mio. EW) und Chaohu (ca. 220.000 EW).

Die Topographie des Einzugsgebietes wird durch überwiegend flaches Terrain bestimmt. Im Südwesten steigen die Höhen zur Wasserscheide auf 1000 - 1300 m an (vgl. Abb. 3.1, unten), wohingegen der Gebietsauslass nur wenige Meter über dem Meeresspiegel liegt. Eine breite, teilweise eingedeichte Niederung, die sich wie ein Gürtel um den See legt, wird im Südosten und Norden von einigen Höhenzügen, die näher an den See heranreichen, begrenzt. Die Unterläufe der Seezuflüsse liegen bei höheren Seewasserständen im Rückstau. Dieser Gürtel reicht bis zu 40 km in die Flussmündungen hinein.

Auf mehr als der Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Einzugsgebiet wird Reis angebaut. Diese intensive landwirtschaftliche Produktion wird mit einem hohen Düngemiteleinsatz erreicht, der 1980 um 1200 kg/ha betrug.

Der Chaosee besteht aus zwei Becken: der westlichen und der östlichen Seehälfte (Yang et al., 2006). Das Wasser fließt von West nach Ost und mündet nach dem Passieren von zwei Sperren in den Yangtze. Von der Gesamtoberfläche bildet das westliche Seebecken, dass durch die Seeenge bei der Insel MuShan Mountain begrenzt wird, eine Fläche von 245 km². Auf das östliche Seebecken entfallen 535 km² (siehe Tab. 3.1 und Abb. 4.12).

Tab. 3.1: Morphologische und limnologische Eigenschaften des Chaosees für den Bilanzierungszeitraum 1987 – 1988 (nach: Xu et al., 1999a, Xu et al., 1999b, Yin et. al. 1992, Wei et al., 1992)

Parameter (jeweils mittlere Angaben)	Wert
Geographische Lage Ost / Nord	117°16' – 117°52' / 30°25' – 31°43'
Einzugsgebietsgröße	13 865 km ²
Normalwasserstand / Niedrigwasserstand	8,3 msl / 7,5 msl
Seeoberfläche bei Normalwasserstand	780 km ²
Oberfläche Westl. / Östliche Seehälfte bei 8,3 msl	245 km ² / 535 km ²
Mittlere Länge (O-W) / Breite (N-S)	55 km / 15 km
Seevolumen	1 900 Mio. m ³
Tiefe Mittel / Max	3,0 m / 6,78 m
Uferlänge bei 8,3 msl / 7,5 msl	184 km / 150 km
Uferlänge bei 8,3 msl westliche / östliche Seehälfte	69 km / 115 km
Uferzone	schmale Litoralzone mit Schilf
Litoralfläche bis 2,0 m / 2,5 m Tiefe westl. Seehälfte	104,8 km ² (40%) / 141,5 km ² (60%)
Seesedimente	Feinsand, Ton von 1-3 m Stärke
Zufluss	4 120 Mio. m ³ /a
Abfluss	3 490 Mio. m ³ /a
Retentionszeit	136 Tage
Verdunstung	873 mm/a
Phosphorfracht	778 t/a
Stickstofffracht	22 556 t/a
Phosphorkonzentration (TP)	0,204 mg/l
Stickstoffkonzentration (TN)	2,3 mg/l
Chlorophyll- α -Konzentration	14,979 mg/m ³
Primärproduktion	123 g C/m ² ·a

Die Speicherinhaltslinie des Chaosees ist in Tab. 4.9 angegeben.

Seit dem Bau des Absperrbauwerkes am Seeauslauf (Chaohu-Sperre im Jahr 1962 und Yuxi-Sperre im Jahr 1969) ist der Chaosee ein künstlich kontrollierter, See mit beträchtlichen Veränderungen des Ökosystems (Deng et al., 2007). Infolge dieser Seeregulierung gingen ca. 150 km² natürlicher Uferfeuchtgebiete mit Schilfbeständen verloren (Xu et al., 1999b), und submerse Makrophyten sind selten geworden.

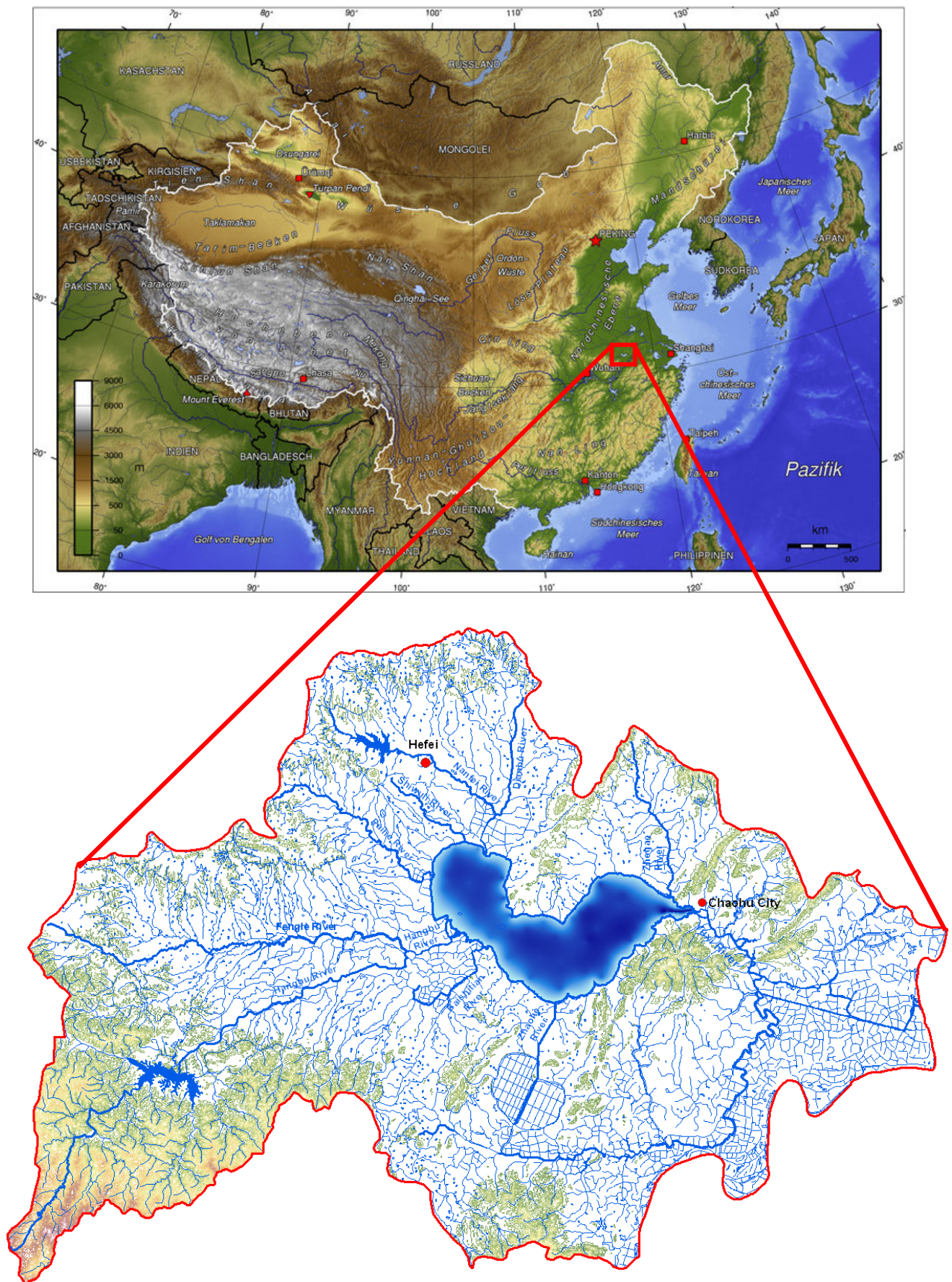


Abb. 3.1: Lage des Chao-sees mit seinem Einzugsgebiet

Die wasserwirtschaftlichen Aufgaben des Chaosees bestehen in der Wasserversorgung von Haushalten und Industrie, in der Fischerei und der Aufrechterhaltung der kommerziellen Schifffahrt auf dem See (Tab. 3.2). Bewässerung und wassergebundene Erholung gehören zu den weiteren Aufgaben. Das Wasser des Chaosees ist die größte Trinkwasserressource für die Städte Hefei und Chaohu City. Diese verschiedenen Nutzer haben unterschiedliche Ansprüche an die Wasserstände im Chaosee

Tab. 3.2: Ansprüche der Nutzer an die Seewasserstände (Wu, 1992, Xu et al., 1999b)

Nutzer	Wasserspiegel (msl)	Zeit	Zweck
Industrie	7,0 – 10,5 m	ganzjährig	Wasserversorgung und Hochwasserschutz
Landwirtschaft	7,5 m	Frühjahr	Frühjahrsbestellung
Schifffahrt	7,5 – 10,5 m	Frühjahr	Schifffahrt, Sicherheit der Deiche
Hochwasserschutz	10,5 m	Juli – August	Warnlevel für den Hochwasserschutz
Freizeit	7,5 m	Sommer	Strandfläche
Ökologie – Fische	8,0 m	Frühjahr	Akzeptanz für die Fischbrut
Ökologie – Pflanzen	<10,5 m	< 14 d	Vermeidung Überstau von Makrophyten / Schilf

Um einen kombinierten wirtschaftlichen, sozioökonomischen und ökologischen Nutzen vom Seewasser zu erreichen, wird ein ökologisch-wirtschaftlicher Wasserstand (Ecological Economic Water Level – EEWL) von Xu et al. (1999b) vorgeschlagen. Dieser Wasserstand sollte im Frühling bei 7,5 msl liegen, da dieser an die meisten Bedürfnisse angepasst ist (Tab. 3.2).

Dieser Wasserstand kann über das Sperrwerk eingestellt werden. Nach Xu et al. (1999b) liegt der Wasserstand im Yangtze in den Monaten Januar, Februar, März auf einer Höhe von 5,28, 5,53 und 6,4 msl als Monatsmittelwerte der Zeitreihe 1961/89. Demzufolge ist die Abgabe aus dem Chaosee in den Yangtze möglich. Die Veränderung der Wasserstände im Yangtze durch den Drei-Schluchten-Staudamm werden nicht berücksichtigt, da hierüber noch keine Daten vorlagen.

Mit diesem Wasserstand könnten die ufernahen Feuchtgebiete mit Schilf wieder hergestellt und ein Makrophytenwachstum ermöglicht werden. Außerdem können große Flächen zwischen dem Wasserstand von 7,0 msl und 7,5 msl für die Anpflanzung von submersen Makrophyten vorgesehen werden. Diese Feuchtgebiete können als Initiativgebiete für eine weitere Entwicklung dienen.

3.2 Gütezustand des Chao-sees

Der nordwestliche Teil des Chao-sees ist durch die Einleitungen aus dem Raum Hefei stark belastet (dunkelgrüner Bereich in Abb. 3.2). Diese Verschmutzung setzt sich weiter nach Süden fort und wird durch die Einleitungen im Gebiet des Pai-Flusses von westlicher Seite des Einzugsgebietes flächenhaft vergrößert. Bei der Messstelle am Kloster ZhongMiao kommt es ebenfalls zu häufigen Verschmutzungen und infolge dessen zu Blaualgenblüten. Zusätzlich treiben die vorherrschenden Südostwinde die Blaualgenteppeiche in diese Seeenge bei Zhong-Miao. In der östlichen Seehälfte liegen in der Nähe der Stadt Chaohu industrielle und kommunale Abwassereinleiter, die dort lokale Algenblüten durch die Einleitung stark nährstoffhaltiger Abwässer hervorrufen.

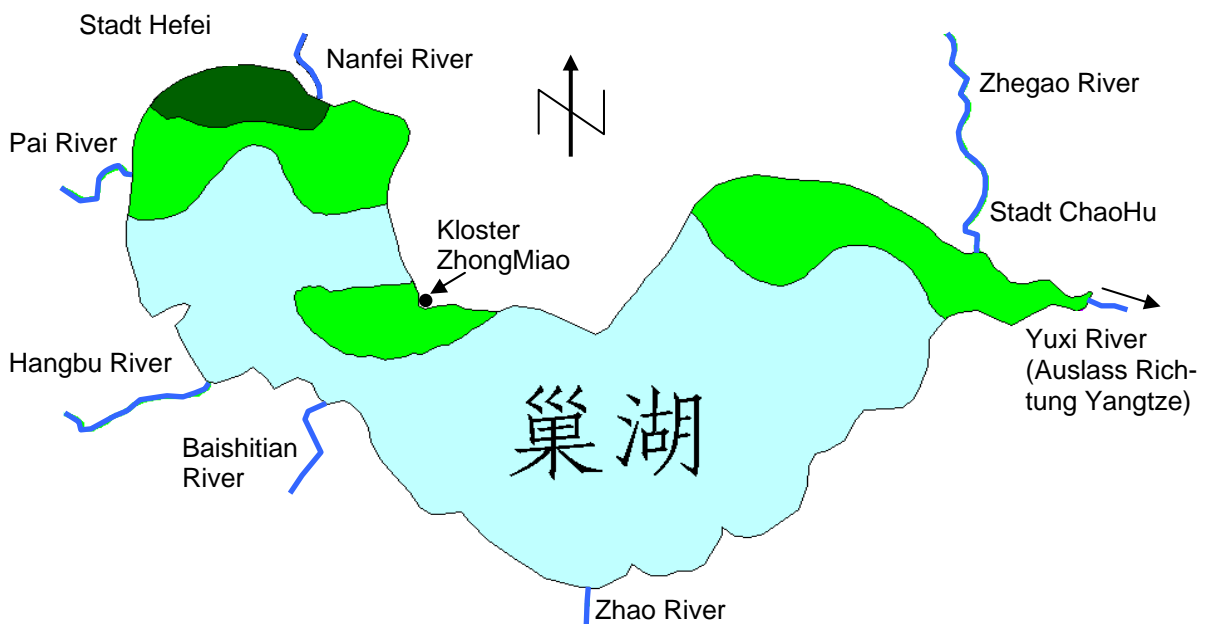


Abb. 3.2: Verschmutzte Bereiche im Chao-see (hellgrün: stark verschmutzt, dunkelgrün: extrem verschmutzt, Quelle: AEPB)

Je nach Inhaltsstoff, ergeben sich unterschiedliche Trophiegrade im Chao-see. Im Jahr 2002 wurde eine mittlere Chlorophyll- α -Konzentration von $29,7 \text{ mg/m}^3$ in der westlichen Seehälfte (Anhang, Tab. A.5) gemessen, was nach Uhlmann und Horn (2001) einem eutrophen Zustand entspricht. Die östliche Seehälfte liegt mit einer Chlorophyll- α -Konzentration von $4,36 \text{ mg/m}^3$ in einem mesotrophen Trophiebereich. Ein eutropher Zustand liegt im Allgemeinen etwa bei einer Chlorophyll- α -Konzentration von 10 bis 40 mg/m^3 vor (Tab. 5.1).

Bei einem Gesamtphosphorgehalt von $> 100 \text{ mg/m}^3$ wird im Allgemeinen ein hypertropher Trophiegrad erreicht (Tab. 5.1), der mit den gemessenen Werten im Chao-see von 123 mg/m^3 in der östlichen und 293 mg/m^3 in der westlichen Seehälfte vorliegt.

Die in den Tabellen im Anhang (Tab. A.5 und Tab. A.6) angegebenen Mittelwerte für Gesamtstickstoff von $1,67 \text{ g/m}^3$ liegen in der östlichen Seehälfte im mesotrophen und in der westlichen Seehälfte mit $3,29 \text{ g/m}^3$ im eutrophen Trophiebereich. Für den Gesamtstickstoff liegt der eutrophe Zustand in einem Bereich von 0,6 bis $1,5 \text{ g/m}^3$ (Tab. 5.1).

Die Sichttiefe sollte für Trophiegrade, die besser als hypertrophe Zustände sind, größer als 50 cm sein (Anhang, Tab. A.5). Die mittlere Sichttiefe im Chaosee ist relativ niedrig und liegt bei 40 cm. Die geringe Sichttiefe beruht zum größten Teil auf dem Sediment, welches fortwährend durch die Wellen aufgewirbelt wird. Infolge dieser starken Trübung durch die Turbulenz kann die Sichttiefe nur eingeschränkt als Kriterium für den Trophiegrad herangezogen werden.

Vegetationsfärbungen mit Blaualgentepichen und häufiger bis ständiger Färbung durch Phytoplankton-Massenentwicklungen deuten ebenfalls auf eutrophe oder hypertrophe Trophiegrade hin.

In nährstoffärmeren Gewässern sind Makrophytenbestände mit Armleuchteralgen und Laichkraut vorzufinden, während in eutrophen Gewässern das Tausendblatt oder die Seerose wächst. Polytrope Gewässer sind häufig mit Seerosen und Wasserlinsen-Teppichen bedeckt (Uhlmann und Horn, 2001). In hypertrophen Gewässern wie dem Chaosee fehlt ein Makrophytenbestand. Seerosen und Wasserlinsen fehlen infolge der ständigen Wellenbewegung.

Im Chaosee wurden 191 Phytoplanktonarten identifiziert, die in Deng et al. (2007) einzeln aufgeführt sind. Davon sind 101 Grünalgenarten (Chlorophyten), 46 Blaualgen (Cyanobakterien) und 28 Kieselalgen (Bacillariophyten). Die mittlere jährliche Biomasse wird zu 45,43% der gesamten Algenbiomasse von Blaualgen gebildet, zu 27,14% von Grünalgen und zu 20,6% durch Kieselalgen. Es gibt eine deutliche saisonale Abfolge in der Phytoplanktonzusammensetzung. Cyanobakterien dominieren im Sommer und Herbst (Abb. 3.3), während Kieselalgen die dominierende Gruppe im späten Winter und Frühling bilden und Grünalgen relativ reichhaltig im Frühling und Herbst auftreten. Diese Sukzession des Phytoplanktons ist in Abb. 3.3 dargestellt.

Während die Nitrat- und Ammonium-Konzentration im Frühling abfällt, entwickeln sich die Stickstofffixierenden Cyanobakterien (*Anabaena*) sehr schnell und bilden den vorherrschenden Anteil der sommerlichen Biomasse. In Untersuchungen variierte die Toxinkonzentration in der Biomasse der Cyanobakterien, hier das Toxin Microcystin, von nicht nachweisbar bis zu 17,29 µg/l (Yang et al., 2006), wobei die Toxinkonzentration in der westlichen Seehälfte höher war als in der östlichen Seehälfte. Dies ist in dem bei Yang et al. (2006) betrachteten Zeitraum (Oktober 2002 - Juni 2003) auf eine starke Cyanobakterien-Ansammlung in der Nähe des Klosters ZhongMiao (siehe Abb. 3.2) in den warmen Monaten zurückzuführen.

Am Chaosee wie auch am chinesischen Lake TaiHu besteht ein Zusammenhang zwischen der Microcystin-Konzentration und der Wassertemperatur (Yang et al., 2006). Die Wassertemperatur beschleunigt das Wachstum der Cyanobakterien einschließlich der Microcystin-produzierenden Arten.

Die ersten Blaualgenblüten traten in den 1950er Jahren auf, ohne Verbreitung im Pelagial und in den südlichen Bereichen des Sees. Seit den 1980er Jahren treten jährlich Blaualgenblüten von Mai bis November im ganzen See auf. Aufgrund starker Algenblüten und schlechter werdender Wasserqualität wurde der Betrieb des Wasserwerks in der Nähe der Stadt Hefei (siehe Abb. 3.1) von der Provinzregierung seit 1999 immer wieder eingestellt (Deng et al., 2007).

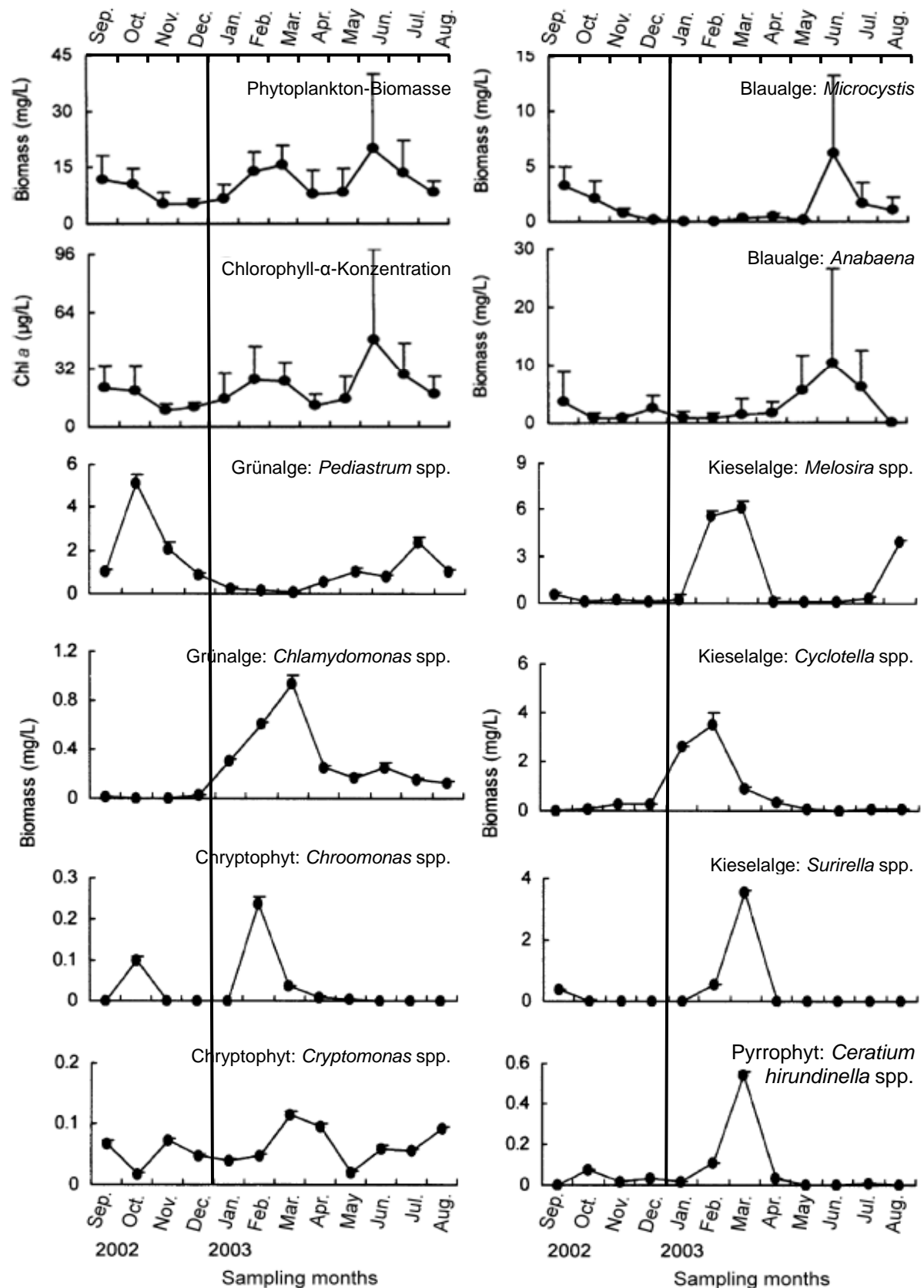


Abb. 3.3: Monatliche Streuung der Phytoplankton-Biomasse und Chlorophyll- α im Chao-see, mit dominanten Arten der Blaualgen, Grünalgen, Cryptophyceen, Kieselalgen und Pyrrophyten, jeweils mit Standardabweichung (Deng et al., 2007)

Ein relativer Nährstoffbezug ergibt sich aus dem stöchiometrischen Verhältnis der Nährstoffe. Für Algenbiomassen wurde von Redfield (1958, in: Uhlmann und Horn, 2001) das zelluläre Verhältnis $N:P = 16:1$ gemessen. Dieses molare Verhältnis stellt ein Verhältnisoptimum dar und dient als Anhaltspunkt, welches Element mit höherer Wahrscheinlichkeit limitierend sein kann. Abweichungen vom Verhältnisoptimum in einem Gewässer sind zwar nicht zwangsläufig mit einer Limitation einer gesamten Planktongemeinschaft gleichzusetzen, zeigen aber bei $N:P > 16:1$ eine höhere Wahrscheinlichkeit für eine Phosphorlimitation und bei $N:P < 16:1$ eine Präferenz zur Stickstofflimitation für einzelne Algenvertreter einer Planktongemeinschaft an.

Für einen hypertrophen Flussee konnte gezeigt werden, daß Cyanobakterienblüten durch Unterschreiten des kritischen Verhältnisses $N:P = 16:1$ induziert werden. In Abhängigkeit vom Zeitpunkt des Unterschreitens entwickelt sich im Sommer entweder eine Blaualgenegemeinschaft aus *Plankthotrix agardhii* oder aus *Aphanizomenon flos-aquae* und *Microcystis* spp. (Uhlmann und Horn, 2001).

Das mittlere jährliche stöchiometrische Verhältnis für die Messtationen im Chaosee liegt in der westlichen Seehälfte bei $N:P = 11,2$ und in der östlichen Seehälfte bei $N:P = 13,7$ (vgl. Abb. 3.4). Hier wird an allen Stationen das kritische Verhältnis unterschritten und die Voraussetzungen für Cyanobakterienblüten in den Sommermonaten geschaffen. In der nachfolgenden Abbildung sind die Mittelwerte der stöchiometrischen Verhältnisse für jede Station im Chaosee für die Jahre 2000 – 2005 aufgeteilt nach westlicher und östlicher Seehälfte aufgetragen.

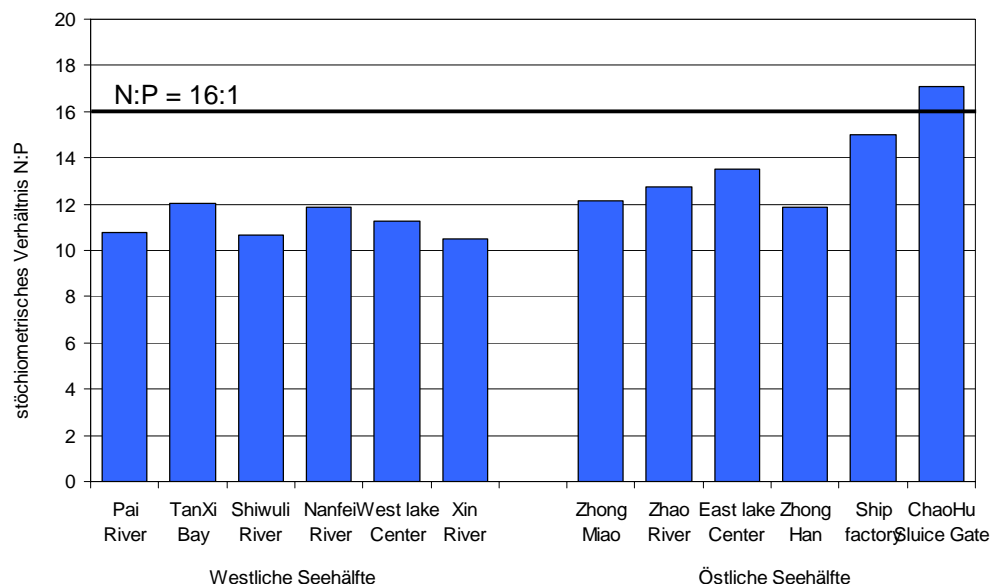


Abb. 3.4: Stöchiometrisches Verhältnis TN:TP an den Messstationen im Chaosee im Jahresmittel der Zeitreihe 2000 – 2005 (Lage der Messstationen siehe Abb. 4.12)

Eine Biomassesättigung der Algen bei extremen Konzentrationen (Abb. 3.5) ist Ausdruck dafür, daß nicht mehr der Phosphor limitiert, sondern beispielsweise das Licht (bei hohen Algendichten „Selbstbeschattung“) (Uhlmann und Horn, 2001). Da dieses Phänomen im Chao-

see besonders in der westlichen Seehälfte auftritt, ist die Selbstbeschattung der Blaualgen in den Sommermonaten auch ein wachstumslimitierender Einfluss.

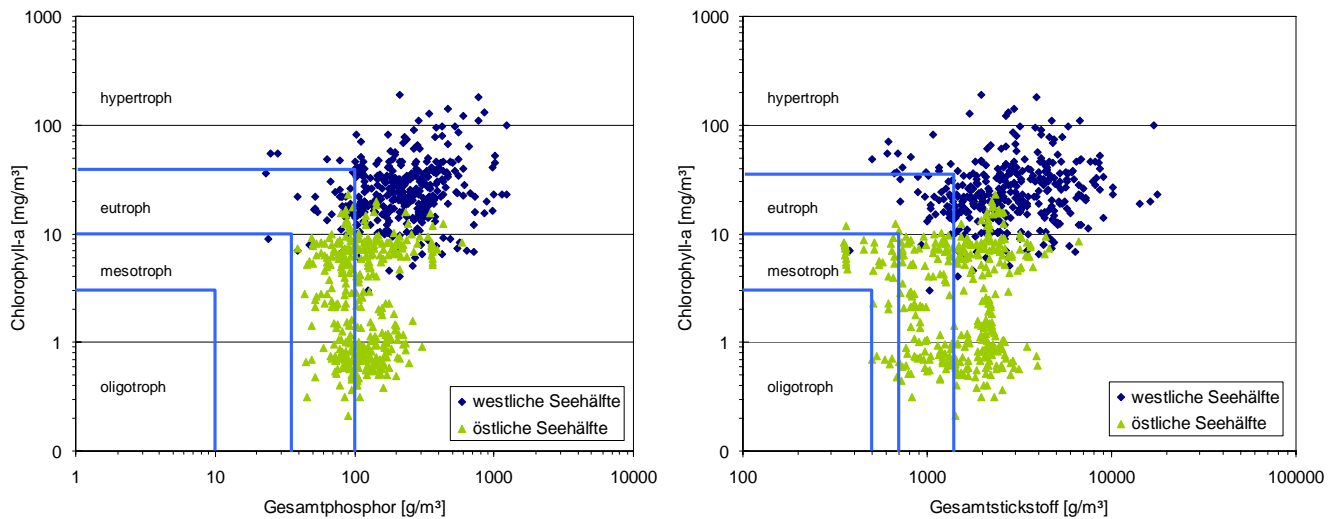


Abb. 3.5: Messwerte der Zeitreihe 2000/05 von Gesamtphosphor bzw. Gesamtstickstoff und Chlorophyll-a (Maß der Algendichte) im westlichen und östlichen Becken des Chaossees Seehälfte und Trophiegrenzen nach Uhlmann und Horn (2001)

3.3 Wachstumseigenschaften von Schilf

Ein wichtiger Bestandteil der Litoralzone eines aquatischen Ökosystems ist das Schilf. Als Röhricht bildet es einen Biotoptypen und eine Pflanzengesellschaft im Flachwasser- und Uferandbereich von Gewässern.

Das Schilfrohr besteht aus drei Teilen: aus dem unterirdischen Rhizom (R), dem Wasserstengel (W) und dem Luftstengel (Ls) (Abb. 3.6, Rodewald-Rudescu, 1974). Die Gesamtlänge des Stengels wird mit L bezeichnet und die scheinbare Länge, die der Länge des Luftstengels entspricht, mit sL. Nur der Wasserstengel (W) der Pflanze ist unter Wasser und der Luftstengel oberhalb des Wasserspiegels. Der Wasserstengel bildet etwa ein Drittel der gesamten Pflanze.

Schilf (*Phragmites australis*) hat ein sehr schnelles Wachstum. In der Hauptwachstumsperiode des Schilfrohrs verlängern sich die Rhizome an der Spitze täglich bis zu drei Zentimeter. Im Allgemeinen hat es in 4-5 Monaten fast seine ganze Höhe erreicht (Rodewald-Rudescu, 1974).

Das Wachstum der Adventivwurzeln (AW) ist im April abgeschlossen und hat die maximal mögliche Biomasse erreicht. Es findet kein Wachstum innerhalb der Wassersäule mehr statt. Unter mitteleuropäischen Klimabedingungen durchstoßen die Halmsprossen (HS) im April bis Anfang Mai die Bodenoberfläche (Ritterbusch, 2004), das Wachstum der Wasserstengel beginnt und setzt sich in die Wassersäule fort.

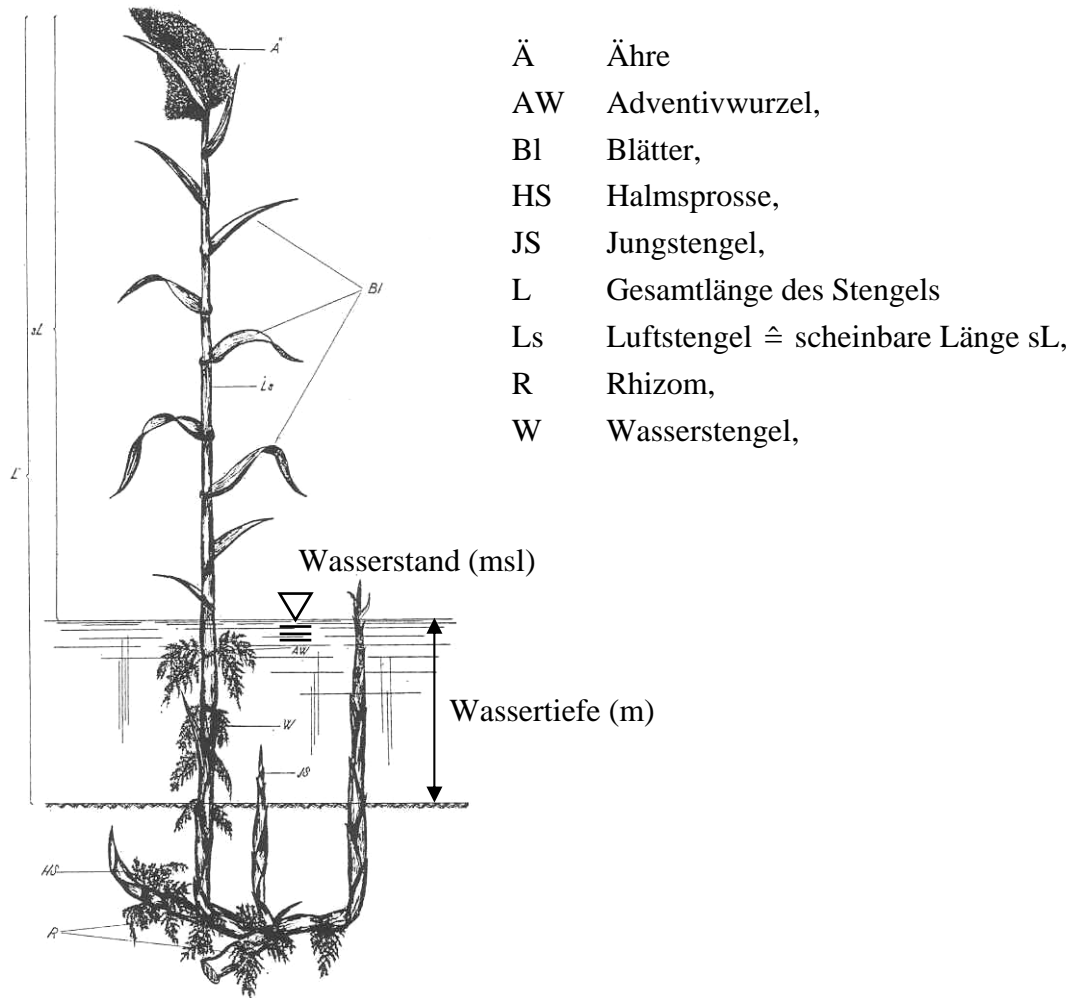


Abb. 3.6: Gesamtbild *Phragmites communis* Trin. (Rodewald-Rudescu, 1974)

Zwischen Mai und Juni findet die erste Wachstumsperiode der Luftstengel mit einer Längenzunahme der Halme statt. Eine zweite Längenzunahme folgt zwischen Juni und August. Im September ist das Schilf voll ausgebildet.

Ein normal entwickelter Halm hat nach der ersten Wachstumsperiode im Mai bereits 10 – 12 Internodien (Zwischenknoten), die fast ihre gesamte Länge erreicht haben. Im Juni kommen weitere 6 und im Juli nochmals 7 Internodien hinzu. Ende September haben alle (in diesem Fall 27 Zwischenknoten) ihre Endlänge erreicht und es findet kein Wachstum mehr statt (Rodewald-Rudescu, 1974). Die dann erreichte Endlänge beträgt 4,10 m, was der Maximallänge des Schilfrohres entspricht.

Ritterbusch (2004) untersuchte den Zusammenhang zwischen Länge und Durchmesser der Schilfhalme von Schilfbeständen in 18 Teichen in Sachsen. Es bestand eine Beziehung zwischen Durchmesser der Schilfhalme und erreichbarer Länge mit einem saisonalen Einfluss. Für das Untersuchungsjahr hat er für verschiedene Beprobungstermine die gemessenen Halm-längen angegeben. Die Beziehungen zwischen Durchmesser und Länge für drei Beprobungs-terme sind in Abb. 3.8 dargestellt.

Zum Wachstum der Schilfhalme schreibt Ritterbusch (2004): „Zu Beginn der Vegetationsperiode sind die Halme durchgängig kurz, im Lauf des Jahres nimmt die Länge der Halme zu. Dabei bestehen an den drei Terminen hoch signifikante, positive Korrelationen zwischen Durchmesser und Länge. Dickere Halme sind zu den gegebenen Zeitpunkten länger als dünnere. Der Faktor, mit dem der Durchmesser bei den Ausgleichsfunktionen multipliziert wird, steigt deutlich an. Er verdoppelt sich jeweils annähernd zwischen den Probestermen, die Unterschiede sind signifikant. Der Anstieg bedeutet, dass dicke Halme ein schnelleres Längenwachstum als dünne Halme aufweisen. Dadurch wird der Zusammenhang zwischen Durchmesser und Länge eindeutiger und der Korrelationskoeffizient der Ausgleichsgeraden steigt im Jahresverlauf. Dickere Halme haben also sowohl eine größere erreichbare Länge, als auch eine größere Wachstumsgeschwindigkeit.“

Das Wachstum des Schilfrohres über den Jahresverlauf ist variabel: es hat im Frühjahr während der ersten Wachstumsphase das größte Wachstum, das bis zum Herbst hin immer weiter abnimmt. Diese jahreszeitlichen Wachstumsraten wurden von Ritterbusch (2004) in Abhängigkeit vom Durchmesser der Schilfhalme untersucht und in drei Raten unterteilt. Für den Zeitraum des größten Wachstums des Schilfes ist die Wachstumsrate hoch und wird niedriger, je weiter das Wachstum des Schilfes fortschreitet. Von Mai bis Juni ermittelt Ritterbusch (2004, Abb. 3.7) eine hohe Wachstumsrate von $1,2 \text{ d}^{-1}$, von Mitte Mai bis Ende September von $0,5$ und von Ende Juni bis Ende September nur noch von $0,1 \text{ d}^{-1}$.

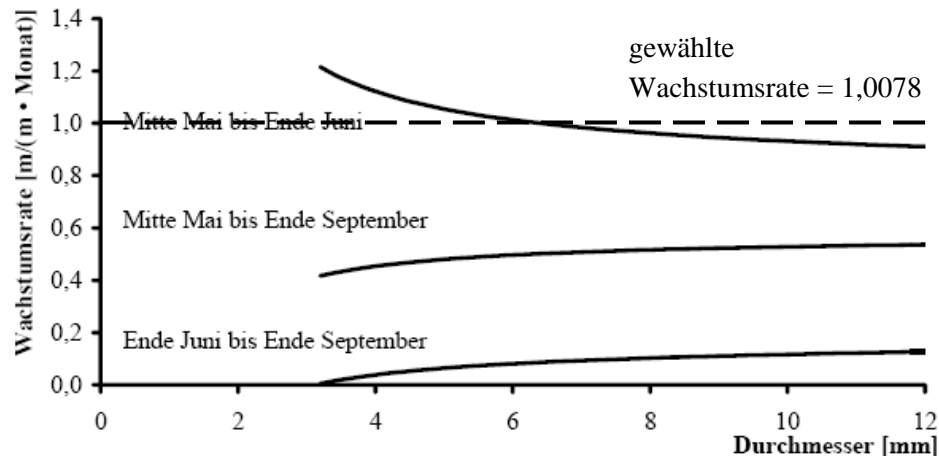


Abb. 3.7: Errechnete Längenwachstumsraten von Schilfhalmen in Abhängigkeit vom Durchmesser in verschiedenen Zeiträumen (Ritterbusch, 2004)

Die Wachstumsrate für Schilf (*Phragmites australis*) im Modell des Chaoosees wurde nach Berger (2004) mit $1,0078 \text{ d}^{-1}$ ermittelt. Da sich die drei Zeiträume in Abb. 3.7 für die verschiedenen Wachstumsraten überschneiden, liegt der gewählte Wert für das Modell hier in einem mittleren Bereich für das höchste Wachstum.

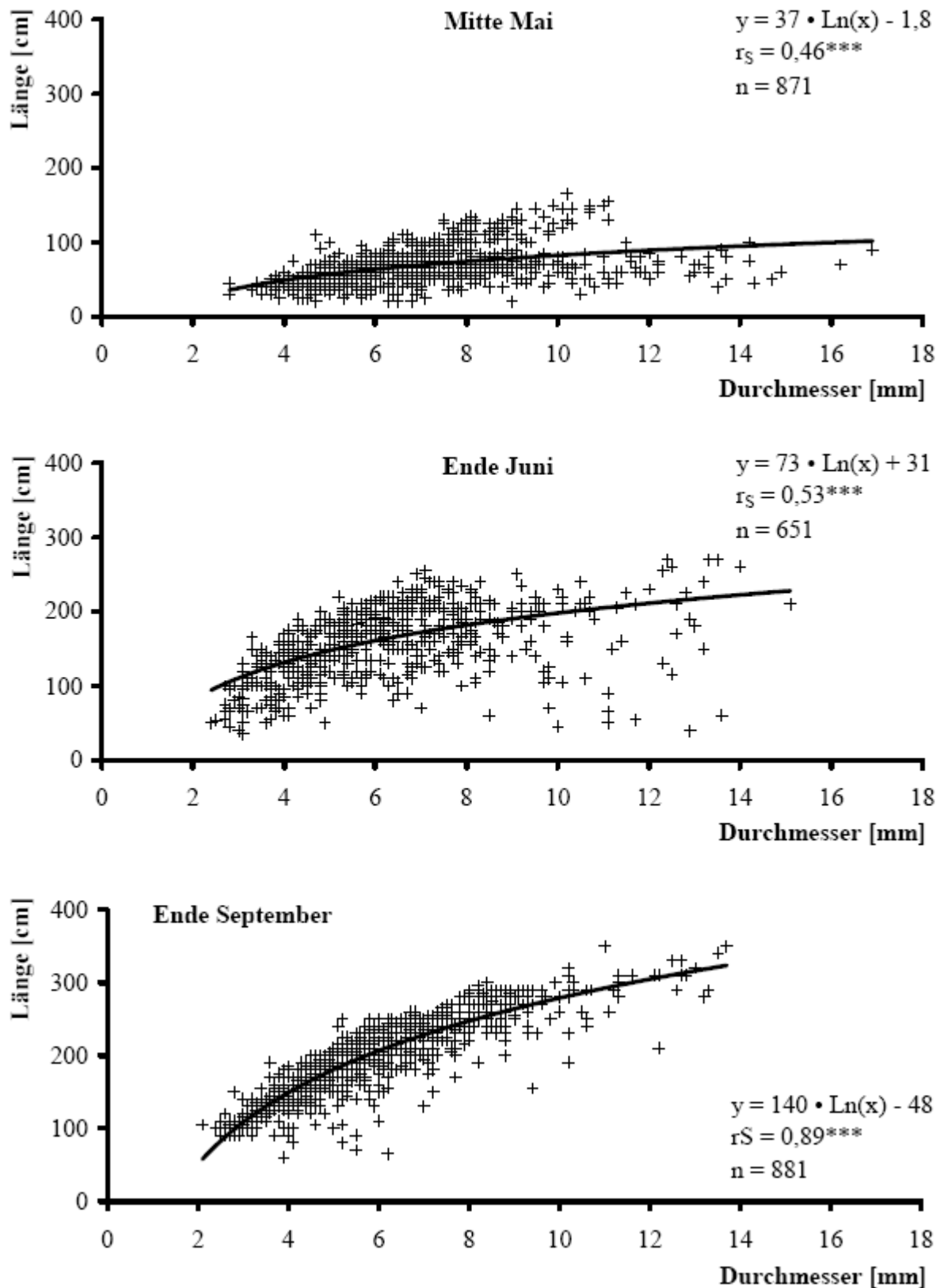


Abb. 3.8: Die Gesamtlänge von Schilfhalmen in Jahresverlauf 2001 (Ritterbusch, 2004)
 Abk. Signifikanzniveaus: *signifikant ($p < 0,05$); **sehr signifikant ($p < 0,01$); ***
 höchst signifikant ($p < 0,001$)

Werden in Abb. 3.8 Schwerpunkte der jeweiligen Grundgesamtheit der Schilfhalme bestimmt, liegt Mitte Mai die mittlere Halmlänge bei 80 – 100 cm, für den Zeitraum Ende Juni bei ca. 150 cm und Ende September bei 200 cm. Da das die mittleren Halmlängen des Schilfes sind, muss die Wassertiefe im See für ein optimales Schilfwachstum niedriger sein, als die Längen der Halme.

Für verschiedene Entwicklungstypen werden von Ritterbusch (2004) Wasserstände zwischen 50 und 120 cm angegeben, wobei die niedrigeren Wasserstände eher Beständen mit kleineren mittleren Durchmessern zugeordnet sind. In größeren Wassertiefen von 100 bis 120 cm wachsen eher stabile Halme mit größerem Durchmesser.

Die Schwankungen des Wasserstandes haben für das Vorkommen von Schilf insofern eine Bedeutung, als besonders die Wassertiefe die Verbreitung und die Größenverhältnisse der Pflanze bestimmt. Die Verbreitungsgrenze für das Schilf liegt bei 2 – 2,5 m Wassertiefe (Rodewald-Rudescu, 1974). Das Schilfrohr benötigt als hydrologische Bedingung eine maximale Wassertiefe von 2,5 m und eine günstigste Höhe von 0,70 – 1,20 m in der Vegetationsperiode, wenn es eine optimale Produktion und damit einen optimalen Nährstoffabbau erreichen soll. Voll entwickelte Schilfhalme können bis zu 12 Wochen überstaut werden, ohne Schaden zu nehmen.

Am Plattensee wurden Wasserstandsschwankungen von 120 – 130 cm beobachtet, was auf die besondere Anpassungsfähigkeit des Schilfrohres hindeutet (Rodewald-Rudescu, 1974). In Flüssen wurden Wasserstandsunterschiede von jährlich 2 m und mehr in Schilfrohrgebieten gemessen.

3.4 Submerse Makrophyten im Chaosee

Makrophyten sind krautige höhere Wasserpflanzen, die frei in der Wassersäule schweben oder im Sediment wurzeln. Es wird zwischen emersen (auftauchenden) und submersen (untergetauchten) Makrophyten unterschieden. Emerse Makrophyten wachsen in flachem Wasser oder dort, wo das Sediment wassergesättigt ist. Signifikante Teile der Pflanze ragen über die Wasseroberfläche hinaus. Größere Bestände bilden die Gattungen *Sagittaria*, *Glyceria*, *Phalaris*, *Phragmites*, *Typha* und *Carex*. Emerse Makrophyten treten oft auf großen Flächen oder langen Uferstrecken und bilden große Biomassen, so dass sie eine erhebliche Wirkung auf die Wasserqualität haben.

Submerse Makrophyten treten in der euphotischen Zone auf, wo sie ausreichend Licht zum Wachstum haben. Diese können mit einem unter der Wasseroberfläche frei schwimmenden Wurzelsystem oder im Sediment wurzelnd auftreten.

Die Grundnessel (*Hydrilla verticillata*) als submerser Makrophyt ist in Teilen Asiens und auch am Chaosee beheimatet, ebenso wie das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*).



Abb. 3.9: Grundnessel (*Hydrilla verticillata*, links) und Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*, rechts), (Colorado, 2006)

Die Grundnessel ist eine krautige, submers wachsende Pflanze die eine Lebensdauer von mehreren Jahren hat. Sie bildet dichte Bestände mit bis zu 8,0 m langen Sprossachsen und ist gegenüber Wasserstandsschwankungen relativ unempfindlich. Ebenso wie beim Schilf erfolgt die Vermehrung über Rhizome und Ausläufer. Knollen und Winterknospen können im Sediment bis zu vier Jahre überdauern und kann unter günstigen Bedingungen bis zu 6000 neue Knollen hervorbringen.

Das Ährige Tausendblatt tritt häufig in eutrophen stehenden Gewässern mit weichem, feinkörnigem Sedimentboden auf. Es ist gegenüber einer Erhöhung der Salinität unempfindlich, kann also auch im Brackwasser leben.

Das Ährige Tausendblatt kann bis zu 2,0 m lang werden. Es besitzt charakteristische ährige Blütenstände, die zur Blütezeit über die Wasseroberfläche ragen. Es ist ähnlich empfindlich gegenüber Wasserstandsschwankungen wie Schilf.

Über Rhizome ist das Ährige Tausendblatt im Sediment verankert. Durch verstärktes Längenwachstum ist es in der Lage die photosynthetisch aktiven Pflanzenteile in einen Bereich ohne Lichtlimitierung zu bringen und es somit einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Pflanzen hat (Schneider, 2004).

3.5 Toxizität von Cyanobakterien und Zusammenhang mit der Chlorophyll-a-Konzentration

Das jahreszeitliche Auftreten und die Dauer der Algenblüten von Cyanobakterien hängen stark von den klimatischen Bedingungen der jeweiligen Region ab. In gemäßigten Breiten tritt das massenhafte Auftreten von Cyanobakterien meist während des späten Sommers oder des frühen Herbstes auf und dauert 2- 4 Monate. In Regionen mit eher mediterranem oder subtropischem Klima, kann die Zeit der Blüte früher auftreten und auch länger andauern (Chorus

und Bartram, 1999). In Abb. 3.10 ist eine Blaualgenblüte im Juni im Chaosee abgebildet. Die Blaualgen werden durch grüne „Schlieren“ auf der Wasseroberfläche sichtbar.



Abb. 3.10: Blaualgenblüte am Chaosee im Juni 2006 (Photos: R. Bittner)

Die Menge des Toxins in einer Cyanobakterienkultur wächst während einer logarithmisch ansteigenden Wachstumsphase bis sie ihr Maximum erreicht hat. Die größte Toxinkonzentration produzieren Cyanobakterien unter den für ihr Wachstum günstigsten Bedingungen. Verschiedene Cyanobakterien haben unterschiedliche Lichtansprüche für ihr jeweils optimales Wachstum: *Planktothrix* präferiert geringe, *Anabaena* mittlere und *Aphanizomenon* hohe Lichtintensitäten. Die Fähigkeit der Cyanobakterien, unter geringen Lichtintensitäten zu wachsen, ermöglicht es ihnen, im Schatten anderer Algen zu wachsen. Untersuchungen von Walsby and Schanz (2002) zeigten, dass ein überraschend großer Anteil der *Planktothrix*-Population sogar die dunkle Zeit während der europäischen Winterzirkulation in Gewässern überlebte.

Die Stämme und Arten der Cyanobakterien unterscheiden sich auch in ihrer optimalen Wachstumstemperatur (Chorus und Bartram, 1999). Die Toxinkonzentration der Laborstudien war am höchsten bei Temperaturen zwischen 18 und 25°C. Die niedrigste Konzentration wurde bei 10°C festgestellt. Auch bei zu hohen Temperaturen von über 30°C war die Toxinkonzentration wieder gering. Temperaturgradienten bewirken einen zwei- bis dreifachen Unterschied in der Toxinkonzentration. Dabei wurde der in Abb. 3.11 dargestellte Zusammenhang zwischen der Toxizität der Cyanobakterien und der Temperatur ermittelt (Chorus und Bartram, 1999).

Bei hohen Phosphorkonzentrationen produzieren die hepatotoxischen Stämme mehr Toxine. Die durch hohe oder niedrige Phosphorkonzentrationen verursachten unterschiedlichen Toxinkonzentrationen können zwischen ihrem zwei- bis vierfachen Wert variieren (Abb. 3.11). Bei dem in den Blaualgen *Aphanizomenon* spp. und *Anabaena* spp. vorkommenden Toxin Anatoxin-a hat die Phosphorkonzentration jedoch keine eindeutige direkte Auswirkung auf die Toxinproduktion. In Felduntersuchungen konnte jedoch eine positive Korrelation zwischen Gesamtposphor und der Microcystin-LR-Konzentration in den Zellen von *Microcystis aeruginosa* hergestellt werden (Kotak et al., 1995 in: Chorus und Bartram, 1999).

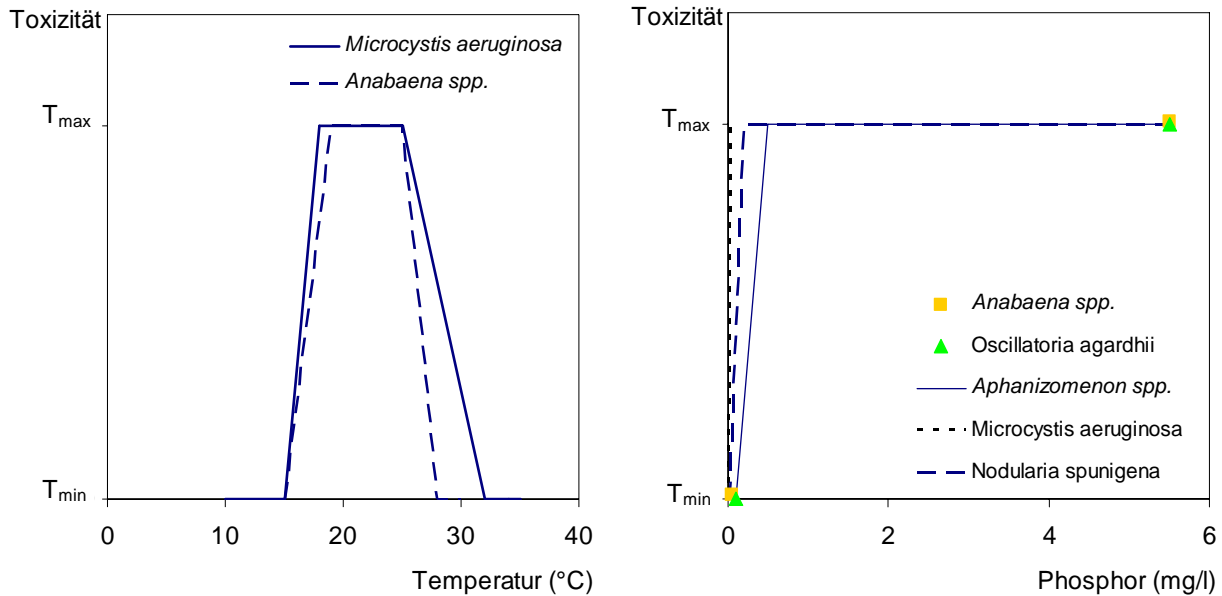


Abb. 3.11: Zusammenhang zwischen Temperatur (oben) und Phosphorkonzentration (unten) und Toxizität verschiedener Arten von Cyanobakterien

Cyanobakterien treten vermehrt auf bei hohen Chlorophyll-a-Konzentrationen oder hohen Biovolumen an Phytoplankton. Abb. 3.12 zeigt den Zusammenhang zwischen Chlorophyll und Biovolumen auf der Basis von 515 Einzelbestimmungen des Phytoplanktonbiovolumens und des Chlorophylls. Hier wird ersichtlich, daß ab einer Chlorophyll-a-Konzentration von ungefähr $>15 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ vermehrt Cyanobakterien (in Abb. 3.12 mit „Cyanophyceen“ bezeichnet) beobachtet wurden. Dieses vermehrte Auftreten von Blaualgen tritt bei Biovolumina größer als $7 \text{ mm}^3\cdot\text{l}^{-1}$ auf.

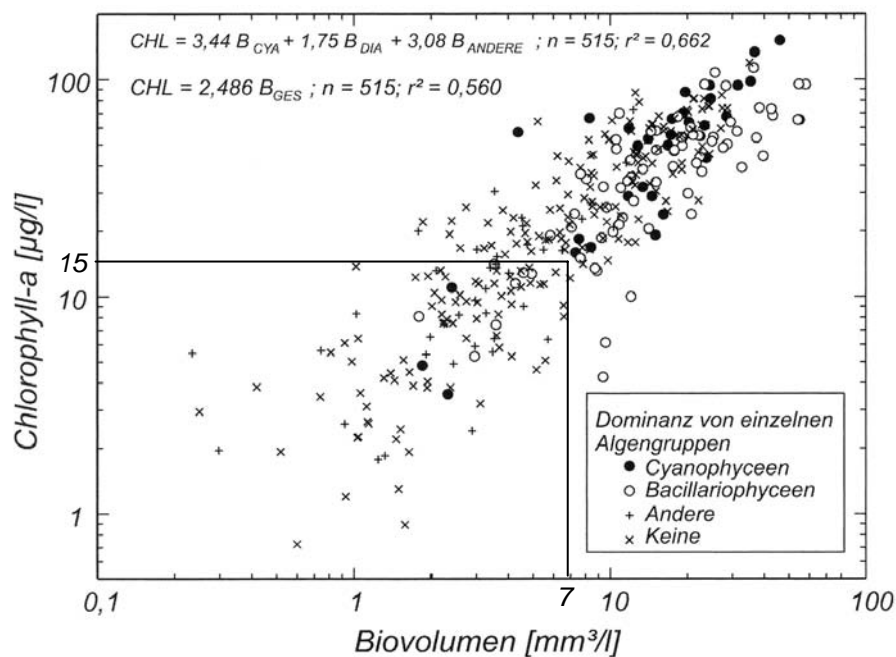


Abb. 3.12: Zusammenhang zwischen Chlorophyll-a-Konzentration und Algenbiovolumen (Steinberg et al., 2001)

Die Chlorophyll-a-Konzentration und damit bei einem cyanobakterien dominierten See die Microcystin-Konzentration im Wasser kann mit geeigneten Maßnahmen, die später in Kapitel 5 noch ausführlich diskutiert werden, auf einen für Trinkwasser brauchbaren Grenzwert abgesenkt werden. Die WHO empfiehlt einen Grenzwert für die Konzentration des Toxins Microcystin-LR im Trinkwasser von 1 µg/l. Dieser Toxingrenzwert sollte bei langfristigem Konsumieren des Wassers als Trinkwasser nicht überschritten werden. Nur dann sind Beeinträchtigungen der Gesundheit durch das Toxin Microcystin-LR unwahrscheinlich.

Während erhöhtem Cyanobakterienwachstums schwanken die Microcystin-Konzentrationen im Wasser zwischen 1 und 100 µg/l. In Zellansammlungen können Konzentrationen bis zu 25 mg/l auftreten, z. B. bei Algenteppichen in Uferbereichen.

Zwischen der Zellzahl von Blaualgen und der Toxinkonzentration sowie der Chlorophyll-a-Konzentration und der Microcystin-Konzentration besteht ein Zusammenhang (Welker et al., 2004, Chorus und Bartram, 1999). Zur Verdeutlichung dieses Zusammenhangs sind in Abb. 3.13 die Korrelation von Zellzahl und Toxinkonzentration sowie von Chlorophyll-a-Konzentration und Toxinkonzentration dargestellt. Abgeleitet wurden diese Werte aus dem höchsten beobachteten Microcystingehalt in cyanobakteriellen Zellen. Dabei können unter den für Cyanobakterien optimalen Umweltbedingungen die Toxinkonzentrationen um das Zwei- bis Vierfache variieren. Dieser Zusammenhang kann z. B. für die Aufstellung eines Alarmplanes verwendet werden.

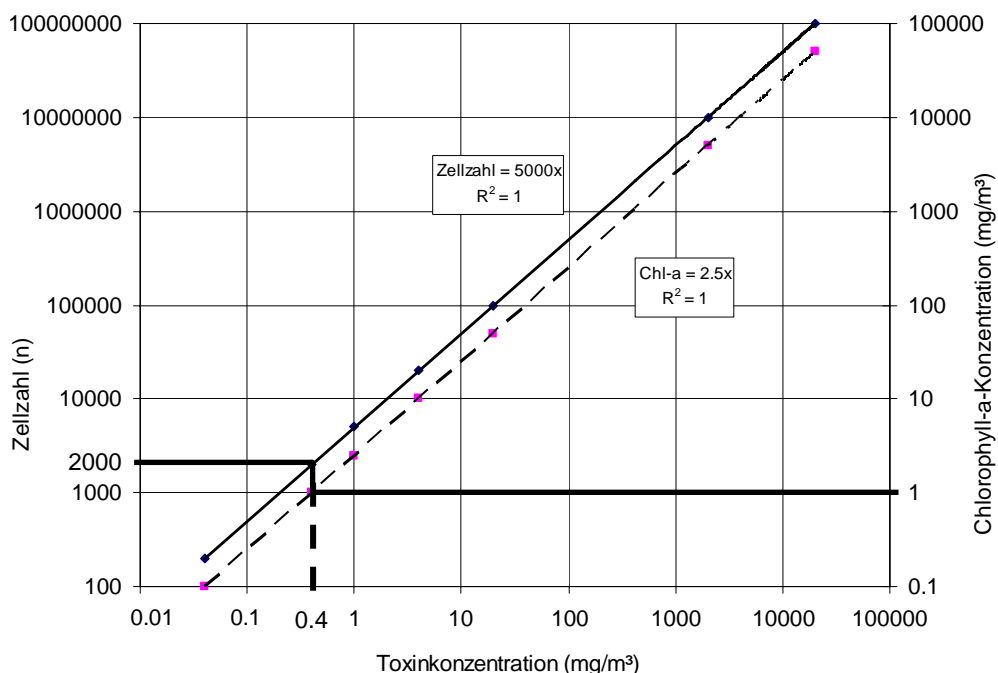


Abb. 3.13: Zusammenhang von Zellzahl und Chlorophyll-a-Konzentration mit der Toxinkonzentration von Cyanobakterien (nach Welker et al., 2004, Chorus und Bartram, 1999)

Ablesebeispiel: bei einer Chlorophyll-a-Konzentration von 1 mg/m³ ist bei cyanobakterieller Dominanz eine Zellzahl von 2000 Zellen vorhanden, die eine Toxinkonzentration von 0,4 mg/m³ aufweisen.

4. Gewässergütemodell für einen Flachsee

Ein Gewässergütemodell kann eingesetzt werden, um die Dynamik des Eutrophierungsprozesses in einem interaktiven aquatischen Ökosystem zu untersuchen und vorherzusagen. Gewässergütemodelle dienen als Prognosemodelle, werden zur Gewässerüberwachung und zur Steuerung von Kläranlagen- und Industrie-einleitungen eingesetzt. Es wird ein Gewässergütemodell aufgestellt, um anthropogene Einflüsse in Bezug auf die Wasserqualität bewerten und kontrollieren zu können. Mit dem Modell soll der Eutrophierungsprozess analysiert und Lösungen für die Seesanieung evaluiert werden.

Ökologische Phänomene und Zusammenhänge werden im Gütemodell mit komplexen mathematischen Formeln beschrieben. Hydraulische und hydrodynamische Simulationen und die Beschreibung der Wasserqualität in kinetischen Quellen- und Senkentermen sind die Hauptkomponenten eines Gewässergütemodells.

Das zweidimensionale hydrodynamische Modell CE-QUAL-W2 (Cole und Wells, 2003) simuliert die Hydrodynamik des Sees mit Wasserspiegelschwankungen, Fließgeschwindigkeiten und Temperatur. Die simulierten Gütekomponenten umfassen gelösten Sauerstoff, Nährstoffe wie Nitrat und Phosphor, Phytoplankton und organisches Material. Der Algorithmus für das Gütemodell ist modular aufgebaut und erlaubt es, zusätzliche Inhaltsstoffe bei Bedarf zu simulieren.

Hauptparameter, die das Algenwachstum beeinflussen, sind gelöster Sauerstoff für die Respiration und Nährstoffe für die Photosynthese. Nährstoffe werden von Algen assimiliert und zum Sediment transportiert, wenn die Alge abstirbt. Die Algenbiomasse wird durch Absterbe- und Ausscheidungsprozesse in organisches Material umgesetzt.

Im nachfolgenden Kapitel werden die Grundlagen, Gleichungen und Modellparameter des erstellten Gewässergütemodells vorgestellt. Das Modell besteht aus zwei Teilen: einem hydrodynamischen und einem ökologischen Teil.

4.1 Hydrodynamik und Stofftransport

4.1.1 Hydrodynamik

Im hydrodynamischen Teil des Modells werden der Durchfluss, die Geschwindigkeit und der Wasserstand simuliert und damit die Transportprozesse bestimmt. Daran schließt sich die ökologische Modellierung an mit der Lösung der Wechselbeziehungen, die zwischen den Parametern zur Charakterisierung des aquatischen Ökosystems bestehen.

Die Grundgleichungen für die hydrodynamische Modellierung beruhen auf dem Massen- und Impulsgleichgewicht an einem Kontrollvolumen. Die Formulierung der Erhaltungssätze für Masse und Impuls am infinitesimalen Raumelement führt auf die Kontinuitätsgleichung und die Navier-Stokes-Gleichungen oder Impulsgleichungen.

Die Kontinuitätsgleichung erfüllt das Massenerhaltungsgesetz am infinitesimalen Volumenelement. Für eine zweidimensionale, inkompressible Strömung gilt:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} = 0 \quad (\text{Gl. 3.1})$$

Die Impulsgleichungen (oder auch Bewegungsgleichungen) in Fließrichtung und vertikal dazu (x- und z-Richtung) setzen sich zusammen aus lokaler und konvektiver Beschleunigung, Druck und Spannung, hier für die x-Richtung:

$$\underbrace{\frac{\partial \bar{u}}{\partial t}}_{\text{lokale Beschleunigung}} + \underbrace{\bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{w} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z}}_{\text{konvektive Beschleunigung}} = - \underbrace{\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x}}_{\text{Druck}} + \underbrace{\frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial z} \right)}_{\text{Spannung}} \quad (\text{Gl. 3.2})$$

mit

u	Geschwindigkeit in x-Richtung, Fließrichtung (m/s)
w	Geschwindigkeit in z-Richtung, vertikale Richtung (m/s)
t	Zeit (d)
ρ	Dichte von Wasser (kg/m ³)
p	Druck (N/m ²)
τ	turbulente Scherkraft (N/m ²)
g	Erdbeschleunigung (m/s ²)

Unter der Annahme, dass die longitudinale Ausdehnung des Wasserkörpers sehr viel größer ist als die vertikale, werden die vertikalen Geschwindigkeiten, im Vergleich zu den horizontalen Geschwindigkeiten, vernachlässigbar klein, und die Impulsgleichung in z-Richtung (Gl. 3.3) vereinfacht sich mit der Gerinneneigung α zur hydrostatischen Druckgleichung:

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial z} = g \cdot \cos \alpha \quad (\text{Gl. 3.3})$$

Mit der Definition von Zustandsgleichungen, die die Dichte in Abhängigkeit von der Temperatur und den Konzentrationen suspendierter und gelöster Stoffe festlegen, werden diese Gleichungen geschlossen. In den Navier-Stokes-Gleichungen ist ein dichteabhängiger Term für

den horizontalen Druckgradienten enthalten und bildet mit dem berechneten Strömungsfeld die Grundlage für den advektiven Transport der Wasserinhaltsstoffe.

Ein Problem der Navier-Stokes-Gleichungen ist die Erfassung der Turbulenz. Mit diesen Grundgleichungen kann das gesamte Turbulenzspektrum nur durch eine hinreichend genaue Auflösung des Modellgebietes erfasst werden, da die kleinsten turbulenten Wirbelstrukturen einen sehr kurzen Zeit- und Längemaßstab haben. Ihre Modellierung würde daher eine sehr hohe zeitliche und räumliche Auflösung des Modellgebietes erfordern (DVWK, 1999). Daher werden die kleinsten turbulenten Strukturen in zeitliche Mittelwerte der Strömungsparameter aufgelöst.

Die horizontale Wirbelviskosität beeinflusst die Turbulenz im System und ist die Summe aus molekularer und turbulenter Diffusion. Je höher die Wirbelviskosität ist, desto geringer ist die Fließgeschwindigkeit. Für die Temperatur bedeutet das eine stärkere Vermischung, also eine Verringerung des Gradienten in longitudinaler Richtung. Dazu trägt auch die Erhöhung der longitudinalen Diffusivität bei. Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, dass das bestehende Modell unsensibel gegenüber einer Variation des Standardwerts von 1 m²/s ist (Cole und Buchak, 1995).

Die gesamte Schubspannung τ_{xz} einer Modellzelle (hier an der Wasseroberfläche) setzt sich zusammen aus der Grenzflächenschubspannung zwischen zwei Schichten, der Windschubspannung τ_w und der Schubspannung an Sohle und Böschung τ_b . Die longitudinale Schubspannung τ_{xz} wird unter Verwendung der Wirbelviskosität berechnet mit

$$\tau_{xz} = \rho \cdot A_z \cdot \frac{\partial u}{\partial z} + \tau_w \cdot e^{-2kz} + \tau_b \quad (\text{Gl. 3.4})$$

mit

A_z	vertikale Wirbelviskosität (m ² /s), $A_z = 1,0 \text{ m}^2/\text{s}$
k	Wellenzahl: $k = 4\pi^2/(g \cdot T_w^2)$
u	Geschwindigkeit in x-Richtung (m/s)
τ_b	Schubspannung an Sohle und Böschung (N/m ²)
τ_w	Windschubspannung an der Oberfläche (N/m ²)
τ_{xz}	longitudinale Schubspannung (N/m ²)
z	Schichtdicke, hier gewählt: 0,5 m

Die Sohlschubspannung τ_b für jede Modellzelle, die Kontakt mit der Sohle oder der Böschung hat, wird mit folgendem Ansatz simuliert:

$$\tau_b = \rho \cdot g \cdot R \cdot I = \rho \cdot g \cdot \frac{n^2}{R^{1/3}} \cdot v^2 \quad (\text{Gl. 3.5})$$

mit

τ_b	Sohlschubspannung (N/m ²)
ρ	Dichte von Wasser (kg/m ³)
g	Gravitationskonstante (m/s ²)
Chz	Chézy-Beiwert (m ^{1/2} /s): $Chz = n^{-2} \cdot R^{1/3}$
R	hydraulischer Radius $R = A/U$ (m)
n	Rauheitsbeiwert (hier: 0,035)
v	Fließgeschwindigkeit (m/s), $v = Chz \cdot (R \cdot I)^{1/2}$

Die Sohlschubspannung wird mit dem Rauheitsbeiwert oder Mannings-Koeffizienten n berechnet. Die Fließgeschwindigkeit des Wassers ist abhängig von der Wassertiefe, dem Gefälle und der Bodenrauheit. Der Rauheitsbeiwert ist von der Gerinnerauheit abhängig. In Tab. 4.1 sind für verschiedene Gerinne die Rauheitsbeiwerte angegeben:

Tab. 4.1: Rauheitsbeiwerte nach Manning für verschiedene Gerinne (Chapra, 1997)

Material	n
Künstliche Gerinne	
Beton	0,012
Kiesbett mit Böschung aus	
Beton	0,020
Steinschüttung	0,033
natürliche Fließgerinne	
geradlinig	0,030
mäandrierend	0,035*
mit Gehölz	0,100

*) wurde im Modell verwendet

4.1.2 Stofftransport

Die Stoffdynamik umfasst die Dynamik von Schwebstoffen, von Phyto- und Zooplanktongruppen und Nährstoffen sowie das Sauerstoffregime. Quellen- und Senkenterme und die biochemische Reaktion werden in den Stofftransportgleichungen beschrieben. Die Quellen- und Senkenterme können Abbau, chemische Transformation, biologische Aufnahme und Ausscheidung, Wachstum, Respiration, Mortalität und Raub, Sedimentation und Rücklösung enthalten.

Die Stofftransportgleichung für einen Wasserinhaltsstoff setzt sich aus folgenden Gliedern zusammen:

- Advektionsterm (Transportterm infolge mittlerer Fließgeschwindigkeit): Strömungsfeld aus Kontinuitätsgleichung; hydromechanischer Ansatz,
- Diffusionsterm (Transportterm infolge Fließgeschwindigkeitsschwankungen): Impulserhaltungssatz (Navier-Stokes-Gleichungen) gekoppelt mit der Wärmetransportgleichung; Konzentrationsänderung im Volumenelement aus der Differenz von Zu- und Abflüssen,
- Quelle / Senke: Sedimentation von Material, Abbau, biologische Aufnahme und Ausscheidung, Wachstum, Respiration, Mortalität, chemische Transformation,
- Biochemische Reaktion, setzt sich zusammen aus Produktion, Abbau, Sedimentation und Rücklösung

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \underbrace{-\frac{\partial(u * C)}{\partial x} - \frac{\partial(w * C)}{\partial z}}_{\text{Advektionsterm}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} \left(D_m * \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_m * \frac{\partial C}{\partial z} \right)}_{\text{Diffusionsterm}} + \underbrace{Q_{\text{zu}}}_{\text{Quelle}} - \underbrace{Q_{\text{ab}}}_{\text{Senke}} + \underbrace{\pm R}_{\text{biochemische Reaktion}} \quad (\text{Gl. 3.6})$$

mit

C	Konzentration eines Wasserinhaltsstoffes (g/m^3)
t	Zeit (s)
u, w	Strömungsgeschwindigkeiten in x- bzw. z-Richtung (m/s)
D_m	molekularer Diffusionskoeffizient (m^2/s)
Q_{zu}	Quelle
Q_{ab}	Senke
R	biochemischer Reaktionsterm

Die Diskretisierung des Sees für die Modellierung der Hydrodynamik und des Stofftransportes basiert auf dem Ansatz beliebig vieler, horizontal als voll durchmischt angenommener Schichten (hier in äquidistanten Abständen von $z = 0,5 \text{ m}$). Für jede Schicht werden die Austauschvorgänge an den Schichtgrenzen sowie die in eine Schicht ein- und austretenden Zu- und Abflüsse berechnet (vgl. Abb. 4.1).

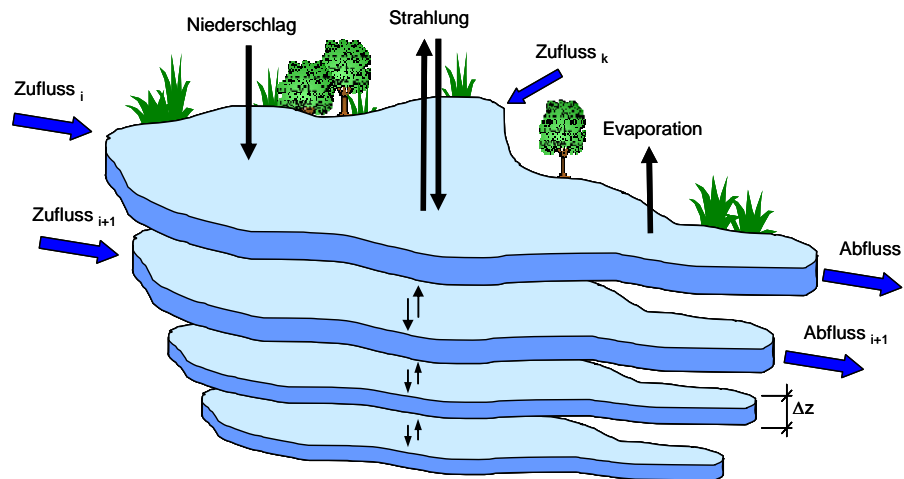


Abb. 4.1: Diskretisierung des Modellgebietes in horizontal übereinander angeordneten Schichten

4.2 Wärmebilanz und Extinktion

Der Energieeintrag erfolgt im Wesentlichen über die Seeoberfläche. Weitere Wärmequellen stellen Zu- und Abflüsse, Niederschlag und Bodenwärmestrom dar. Der Wärmeaustausch an der Oberfläche eines Wasserkörpers wird nach Cole und Wells (2006) berechnet zu:

$$H_n = H_s - H_{sr} + H_a - H_{ar} - H_{br} + H_e + H_c \quad (\text{Gl. 3.7})$$

mit

H_n	Nettorate des Wärmeaustausches über die Wasseroberfläche (W/m^2)
H_s	Sonnenstrahlung (kurzwellig) (W/m^2)
H_{sr}	reflektierte Sonnenstrahlung (W/m^2)
H_a	atmosphärische Strahlung (infrarote, langwellige Strahlung) (W/m^2)
H_{ar}	reflektierte langwellige Strahlung (W/m^2)
H_{br}	langwellige Ausstrahlung an der Wasseroberfläche (W/m^2)
H_e	Verdunstung, latenter Wärmestrom (W/m^2)
H_c	Konvektion, fühlbarer Wärmestrom (W/m^2)

Die Sonnenstrahlung H_s wird direkt gemessen. Liegen keine Messungen vor, kann sie über empirische Formeln aus der Sonnenhöhe und der Wolkenbedeckung berechnet werden. Für die vorliegende Arbeit wurden Globalstrahlungsmessungen der Station am Flughafen Hefei verwendet.

Der reflektierte Anteil der Sonnenstrahlung H_{sr} wird durch die Albedo definiert und spielt nur bei geringer Sonnenhöhe eine Rolle.

Die einfallende infrarote Himmelsstrahlung oder auch atmosphärische Strahlung H_a hängt von Lufttemperatur und Luftfeuchte ab. Im Modell wird sie über den Dampfdruck der Luft nach der empirischen Formel von Brunt, einer Modifizierung des Stefan-Boltzmann-Gesetzes, ermittelt (Chapra, 1997).

$$H_a = \underbrace{(C_a + 0,031 \cdot e_a^{0,5})}_{\text{Emissivität}} \cdot \sigma \cdot (T_a + 273,15)^4 \cdot (1 - H_{ar}) \quad (\text{Gl. 3.8})$$

mit

C_a	Brunt'scher Koeffizient (-), $C_a = 0,5 - 0,7$
e_a	Dampfdruck der Luft (mmHg)
T_a	Lufttemperatur ($^{\circ}\text{C}$)
H_{ar}	reflektierter Anteil der atmosphärischen Strahlung, $H_{ar} = 0,03$

Der reflektierter Anteil H_{ar} der atmosphärischen Strahlung ist mit $0,03 \cdot H_a$ konstant (Chapra, 1997).

Die langwellige Ausstrahlung an der Wasseroberfläche H_{br} wird nach dem Gesetz von Stefan-Boltzmann berechnet. Danach kann die von einem Körper abgegebene Strahlungsleistung in Abhängigkeit von seiner absoluten Temperatur angegeben werden.

$$H_{br} = \varepsilon_n \cdot \sigma (T_a + 273,15)^4 \quad (\text{Gl. 3.9})$$

mit

ε_n	Emissivität des Wassers, $\varepsilon_n = 0,965$
σ	Stefan-Boltzmann-Konstante, $\sigma = 5,67 \cdot 10^{-8} \text{ W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{K}^{-4}$
T_a	Lufttemperatur, hier in 2 m Höhe ($^{\circ}\text{C}$)

Die Evaporation als latenter Wärmestrom H_e hängt von der Differenz des Sättigungsdampfdrucks an der Wasseroberfläche und des Luftdrucks der darüber liegenden Luftschicht ab. Die Evaporation wird mit dem Gesetz von Dalton ermittelt:

$$H_e = f(W) \cdot (e_s - e_a) \quad (\text{Gl. 3.10})$$

mit

$f(W)$	Windfunktion ($\text{W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{mmHg}^{-1}$)
W	Windgeschwindigkeit gemessen in 2 m Höhe (m/s)
e_s	Sättigungsdampfdruck an der Wasseroberfläche (mmHg)
e_a	Dampfdruck der Luft (mmHg)

Bei der hier verwendeten Windfunktion nach Edinger et al. (1974)

$$f(W) = a + b_{2m} \cdot W^c \quad (\text{Gl. 3.11})$$

mit

a	empirischer Koeffizient, $a = 9,2$
b_{2m}	empirischer Koeffizient für die Windgeschwindigkeit in 2m Höhe, $b_{2m} = 0,46$
c	empirischer Koeffizient, $c = 2$

wird angenommen, daß die Windgeschwindigkeit W in 2 m Höhe gemessen wird. Da jedoch am Flughafen Hefei die Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe aufgezeichnet wird, muß der Faktor b_{2m} auf die Höhe z umgerechnet werden:

$$b_{2m} = \alpha^c \cdot b_z \quad (\text{Gl. 3.12})$$

mit

b_z	Faktor b gemessen in der Höhe z (m)
α	Korrekturfaktor zwischen der Höhe z und 2m $\alpha = \ln(z/z_0) / \ln(2/z_0)$ mit z_0 Windrauheitshöhe: 0,0005 - 0,03 ft

Der fühlbare Wärmestrom als Wärmestrom zwischen Massen unterschiedlicher Temperaturen, auch als Konvektion H_c bezeichnet, wird aus der Temperaturdifferenz zwischen Luft und Wasser mit Hilfe des Bowen-Koeffizienten errechnet:

$$H_c = C_c \cdot f(w) \cdot (T_w - T_a) \quad (\text{Gl. 3.13})$$

mit

C_c	Bowen-Koeffizient, $C_c = 0,47 \text{ mmHg}^\circ\text{C}^{-1}$
T_w	Wassertemperatur ($^\circ\text{C}$)
T_a	Lufttemperatur ($^\circ\text{C}$)

Die Wärmebilanz (Abb. 4.2) wird für jedes Volumenelement eines Modells an der Wasseroberfläche aufgestellt und dient in der Stofftransportgleichung als Quellen- oder Senkenterm für die Temperatur.

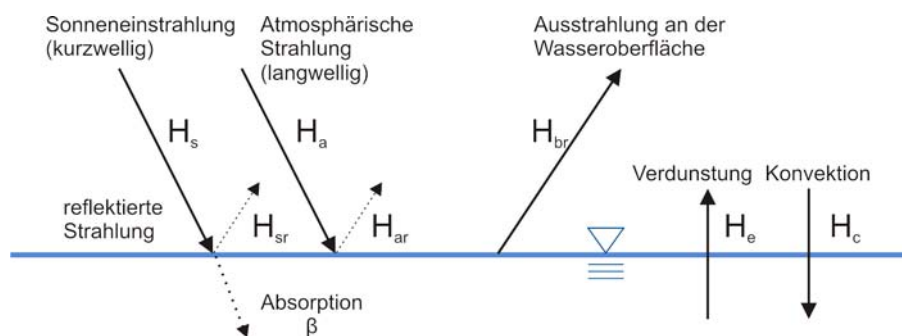


Abb. 4.2: Wärmebilanz an der Oberfläche eines Wasserkörpers

Der Extinktionskoeffizient ist ein Maß dafür, wie viel Licht vom Wasser absorbiert wird. Die Extinktion kann nach dem Lambert-Beerschen Gesetz ermittelt werden und beschreibt die Verminderung der Intensität des im Photometer gemessenen Lichtes, also ein Maß der Abschwächung des Lichtes

$$I_z = I_0^{(-\epsilon \cdot z)} \quad (\text{Gl. 3.14})$$

Dabei ist I_0 die Lichtintensität unmittelbar unter der Wasseroberfläche, I_z die Intensität in einer beliebigen Tiefe z , ε der durchschnittliche vertikale Extinktionskoeffizient. Je höher der Extinktionskoeffizient ist, desto geringer ist die Temperatur des Wasserkörpers.

Der Extinktionskoeffizient setzt sich zusammen aus der Lichtschwächung durch reines Wasser und durch Partikel wie anorganische Schwebstoffe, partikuläres organisches Material und Algen:

$$\varepsilon = \varepsilon_{\text{H}_2\text{O}} + \varepsilon_{\text{ISS}} + \varepsilon_{\text{POM}} + \varepsilon_{\text{a}} \quad (\text{Gl. 3.15})$$

mit

ε	Extinktionskoeffizient (m^{-1})
$\varepsilon_{\text{H}_2\text{O}}$	Extinktionskoeffizient für reines Wasser (hier: $0,1 \text{ m}^{-1}$)
ε_{ISS}	Extinktionskoeffizient für anorganische Schwebstoffe (hier: $0,5 \text{ m}^{-1}$)
ε_{POM}	Extinktionskoeffizient für partikuläres organisches Material (hier: $0,5 \text{ m}^{-1}$)
ε_{a}	Extinktionskoeffizient für Algen (m^{-1})

Sind nicht alle der oben anzugebenden Parameter bestimmbar, kann nach Williams et al. (1980, in: Cole, Wells, 2003) der Extinktionskoeffizient in Abhängigkeit von der Sichttiefe bestimmt werden:

$$\varepsilon = 1,11 \cdot z_s^{-0,73} \quad (\text{Gl. 3.16})$$

mit

ε	Extinktionskoeffizient (m^{-1})
z_s	Secchi-Sichttiefe (m), im Chaosee im Mittel $0,43 \text{ m}$

Danach ergibt sich ein Extinktionskoeffizient von $2,06 \text{ m}^{-1}$ für den Chaosee. In der Literatur werden für eutrophe und trübe Seen Extinktionskoeffizienten von $0,46$ bis $4,0 \text{ m}^{-1}$ angegeben (Cole, Wells, 2003). Mit Hilfe des Extinktionskoeffizienten kann der Anteil der einfallenden Sonnenstrahlung, der an der Wasseroberfläche in $0,6 \text{ m}$ Tiefe absorbiert wird, bestimmt werden:

$$\beta = 0,27 \cdot \ln(\varepsilon) + 0,61 \quad (\text{Gl. 3.17})$$

mit

β	Anteil der absorbierten Sonnenstrahlung (-)
ε	Extinktionskoeffizient (m^{-1})

Der Anteil der absorbierten Sonnenstrahlung errechnet sich nach (Gl. 3.17) zu $0,805$. Der im Modell maximal wählbare Anteil liegt bei $0,75$, der hier verwendet wird.

4.3 Ökosystem

Nach der Modellierung der Hydrodynamik des Systems folgt die Modellierung des Ökosystems. Darin werden Nährstoffe wie Ammonium- und Nitrat-Stickstoff, anorganischer Kohlenstoff, Orthophosphat-Phosphor mit ihrer Wirkung durch Photosynthese und Respiration auf das Algenwachstum und die Makrophyten modelliert. Der pflanzenverfügbare Anteil des

Phosphors, der Orthophosphat-Phosphor, wird nachfolgend abgekürzt als Phosphor bezeichnet.

Abbaukomponenten werden in Form von gelöstem und partikulärem organischen Material (DOM und POM) berücksichtigt. Außerdem werden Komponenten wie der gelöste Sauerstoff und der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) simuliert, sowie Spurenelemente wie Eisen. Schwebstoffe und das Sediment mit der Rücklösung von Stickstoff und Phosphor werden ebenfalls berücksichtigt.

Die für die Modellierung des Chaooses notwendige Erweiterung des Ökosystemmodells ist hier die Komponente von Makrophyten und Schilf. Dabei wurde für die Modellierung des Schilfs ein völlig neuartiges Modul basieren auf der Konzentrationsgleichung von Berger (2004) von der Verfasserin programmiert, da bislang nur submerse Makrophyten modelliert werden konnten.

Die aufgezählten und im nachfolgenden Kapitel näher beschriebenen Komponenten dieses aquatischen Ökosystems sind in Abb. 4.3 dargestellt.

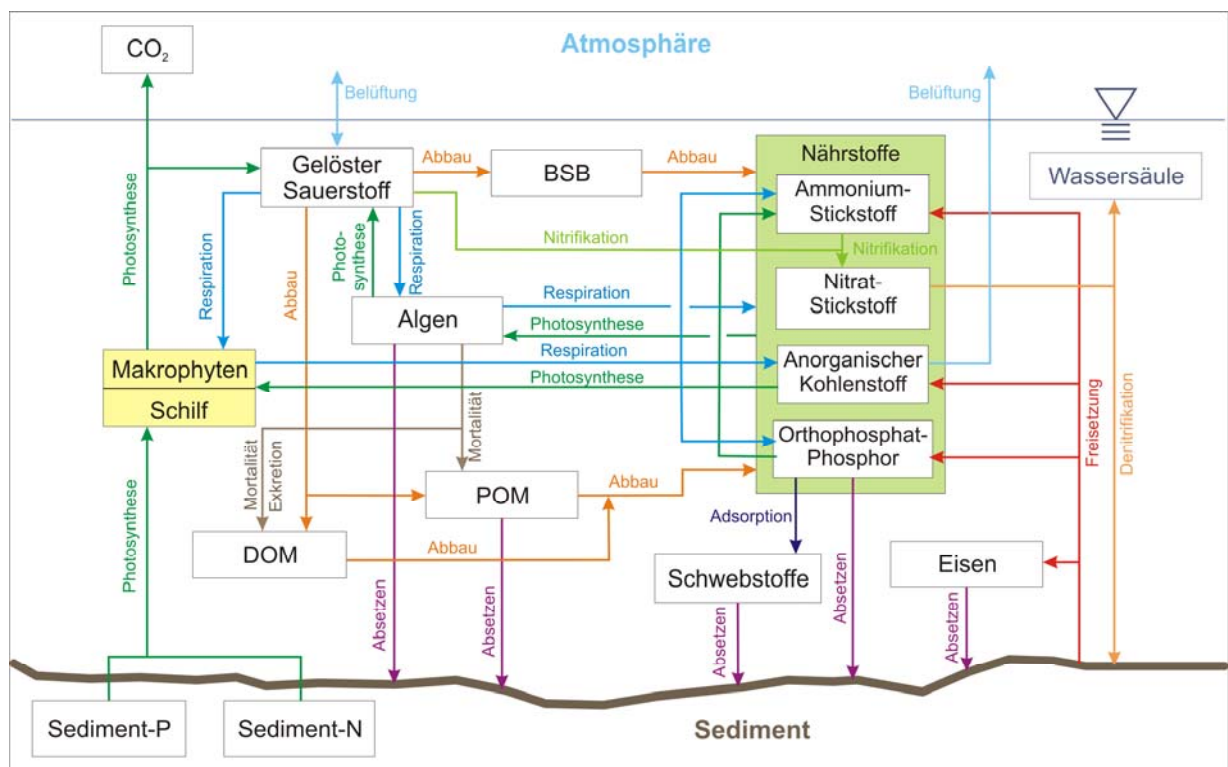


Abb. 4.3: Darstellung der Komponenten des Ökosystemmodells mit der Modellerweiterung Schilf (nach Cole, Wells, 2006, verändert)

Die Ratengleichungen für die einzelnen Komponenten des Ökosystems sind in Tab. 4.2 zusammengefasst, die Formelzeichen auf den Seiten VIII – XI.

Tab. 4.2: Zusammenfassung der Ratengleichungen des Ökosystemmodells (Cole, Wells, 2006)

Komponente	Gleichung	
Phytoplankton	$\frac{\partial C_{a_j}}{\partial t} = C_{a_j} \left(K_{ag_j} - K_{ar_j} - K_{ae_j} - K_{am_j} - \frac{\omega_{a_j}}{\Delta z_i} + \frac{\omega_{a_j}}{\Delta z_{i-1}} \right)$	
Makrophyten	$\frac{\partial C_m}{\partial t} = C_m \cdot (K_{mg} - K_{mr} - K_{mm})$	
Schilf	$\frac{\partial C_{\text{phragmites}}}{\partial t} = C_{\text{phragmites}} \cdot (K_{\text{phragmites } g} - K_{\text{phragmites } r} - K_{\text{phragmites } m}) \text{ für } C_{\text{phragmites}} > \text{Max}_{\text{phrag}}$ $\frac{\partial C_{\text{phragmites}}}{\partial t} = \text{Max}_{\text{phragmites}} \quad \text{für } C_{\text{phragmites}} \geq \text{Max}_{\text{phragmites}}$	
Nitrat-Stickstoff	$\frac{\partial C_{\text{NO}_x}}{\partial t} = K_{\text{NH}_4} \cdot C_{\text{NH}_4} \cdot \gamma_{\text{NH}_4}$ $- K_{\text{NO}_x} \cdot C_{\text{NO}_x} \cdot \gamma_{\text{NO}_x}$ $- \omega_{\text{NO}_x} \frac{\partial C_{\text{NO}_x}}{\partial z}$ $- K_{ag_j} (1 - P_{\text{NH}_4}) \cdot C_{a_j} \cdot \delta_N$	Nitrifikation Denitrifikation in der Wassersäule Denitrifikation im Sediment Aufnahme durch Algen
Ammonium-Stickstoff	$\frac{\partial C_{\text{NH}_4}}{\partial t} = (K_{ar_j} - K_{ag_j} \cdot P_{\text{NH}_4}) \cdot C_{a_j} \cdot \delta_N$ $+ \left(\frac{K_{\text{LDOM}} \cdot C_{\text{LDOM}} + K_{\text{RDOM}} \cdot C_{\text{RDOM}}}{K_{\text{LPOM}} \cdot C_{\text{LPOM}} + K_{\text{RPOM}} \cdot C_{\text{RPOM}}} + \right) \cdot \delta_N \cdot \gamma_{\text{OM}}$ $+ K_S \cdot C_S \cdot \delta_N \cdot \gamma_{\text{OM}} + S_{\text{NH}_4} \cdot \frac{A_S}{V} \cdot \gamma_{\text{OM}}$ $- K_{\text{NH}_4} \cdot C_{\text{NH}_4} \cdot \gamma_{\text{NH}_4}$ $+ K_{\text{NO}_x} \cdot C_{\text{NO}_x} \cdot \gamma_{\text{NO}_x}$ $+ (K_{mr} - K_{mg} + f_{\text{NSed}} \cdot K_{mg}) \cdot C_m \cdot \delta_N$ $+ (K_{\text{phragmites } r} - K_{\text{phragmites } g} + f_{\text{NSed}} \cdot K_{\text{phragmites } g}) \cdot C_{\text{phragmites}} \cdot \delta_N$	Algenproduktion organisches Material Sediment Nitrifikation Denitrifikation Makrophytenproduktion Schilfproduktion
Orthophosphat-Phosphor	$\frac{\partial C_{\text{PO}_4}}{\partial t} = (K_{ar_j} - K_{ag_j}) \cdot C_{a_j} \cdot \delta_P$ $+ \left(\frac{K_{\text{LDOM}} \cdot C_{\text{LDOM}} + K_{\text{RDOM}} \cdot C_{\text{RDOM}}}{K_{\text{LPOM}} \cdot C_{\text{LPOM}} + K_{\text{RPOM}} \cdot C_{\text{RPOM}}} + \right) \cdot \delta_P \cdot \gamma_{\text{OM}}$ $+ K_S \cdot C_S \cdot \delta_P \cdot \gamma_{\text{OM}} + S_{\text{PO}_4} \cdot \frac{A_S}{V} \cdot \gamma_{\text{OM}}$ $+ \left(\frac{1}{\Delta z_{i-1}} - \frac{1}{\Delta z_i} \right) (\omega_{\text{SS}} \cdot C_{\text{SS}} + \omega_{\text{Fe}} \cdot C_{\text{Fe}}) \cdot C_{\text{PO}_4} \cdot P_{\text{PO}_4}$ $+ (K_{mr} - K_{mg} + f_{\text{PSed}} \cdot K_{mg}) \cdot C_m \cdot \delta_P$ $+ (K_{\text{phragmites } r} - K_{\text{phragmites } g} + f_{\text{PSed}} \cdot K_{\text{phragmites } g}) \cdot C_{\text{phragmites}} \cdot \delta_P$	Algenproduktion organisches Material Sediment Adsorption Makrophytenproduktion Schilfproduktion

Fortsetzung Tab. 4.2: Zusammenfassung der Ratengleichungen des Ökosystemmodells (Cole, Wells, 2006)

Sauerstoff	$\frac{\partial C_{DO}}{\partial t} = \left(K_{agj} - K_{arj} \right) \cdot C_{aj} \cdot \delta_{OM}$ $+ A_O \cdot E_O \cdot \left(C_{SDO} - C_{DO} \right)$ $+ \left(K_{LDOM} \cdot C_{LDOM} + K_{RDOM} \cdot C_{RDOM} + \right) \cdot \delta_{OM} \cdot \gamma_{OM}$ $+ \left(K_{LPOM} \cdot C_{LPOM} + K_{RPOM} \cdot C_{RPOM} \right) \cdot \delta_{OM} \cdot \gamma_{OM}$ $+ K_S \cdot C_S \cdot \delta_{OM} \cdot \gamma_{OM} + S_{DO} \cdot \frac{A_S}{V} \cdot \gamma_{OM}$ $- K_{NH_4} \cdot C_{NH_4} \cdot \delta_{NH_4} \cdot \gamma_{NH_4}$ $+ \left(K_{mg} - K_{mr} \right) \cdot C_m \cdot \delta_{OM}$ $+ \left(K_{phragmitesg} - K_{phragmitesr} \right) \cdot C_{phragmites} \cdot \delta_{OM}$	<p>Algenproduktion</p> <p>Belüftung</p> <p>organisches Material</p> <p>Sediment</p> <p>Nitrifikation</p> <p>Makrophytenproduktion</p> <p>Schilfproduktion</p>
Biochemischer Sauerstoffbedarf	$\frac{\partial C_{CBOD}}{\partial t} = -\Theta^{T-20} \cdot K_{BOD} \cdot C_{CBOD}$	(kohlenstoffhaltiger Anteil)
Eisen	$\frac{\partial C_{Fe}}{\partial t} = S_{Fe} \cdot \gamma_{OM} \cdot A_S - \frac{\partial \omega_{Fe}}{\partial z} \cdot C_{Fe}$	Kohlendioxid $CO_{2sat} = K_H \cdot pCO_2$
Kohlenstoff	$\frac{\partial C_{TIC}}{\partial t} = \left(K_{arj} - K_{agj} \right) \cdot C_{aj} \cdot \delta_C$ $+ A_O \cdot E_C \cdot \left(C_{SCO_2} - C_{CO_2} \right)$ $+ \left(K_{LDOM} \cdot C_{LDOM} + K_{RDOM} \cdot C_{RDOM} + \right) \cdot \delta_C \cdot \gamma_{OM}$ $+ \left(K_{LPOM} \cdot C_{LPOM} + K_{RPOM} \cdot C_{RPOM} \right) \cdot \delta_C \cdot \gamma_{OM}$ $+ K_S \cdot C_S \cdot \delta_C \cdot \gamma_{OM} + S_{DO} \cdot \frac{A_S}{V} \cdot \gamma_{OM} \cdot \delta_C$ $+ \left(K_{mr} - K_{mg} \right) \cdot C_m \cdot \delta_C$ $+ \left(K_{phragmitesr} - K_{phragmitesg} \right) \cdot C_{phragmites} \cdot \delta_C$	<p>Algenproduktion</p> <p>Belüftung</p> <p>organisches Material</p> <p>Sediment</p> <p>Makrophytenproduktion</p> <p>Schilfproduktion</p>
Gelöste Stoffe	$C_{TDS} = 0,476 \cdot \kappa$	anorganische Schwebstoffe $C_{ISS} = \omega_{ISS} \cdot \frac{\partial C_{ISS}}{\partial z}$
Dekompositionsprodukte	$\frac{\partial C_{LDOM}}{\partial t} = K_{aej} \cdot C_{aj} + (1 - P_{am}) \cdot K_{amj} \cdot C_{aj}$ $- K_{LDOM} \cdot C_{LDOM} \cdot \gamma_{OM}$ $- K_{L \rightarrow R} \cdot C_{LDOM}$ $\frac{\partial C_{RDOM}}{\partial t} = K_{L \rightarrow R} \cdot C_{LDOM} - K_{RDOM} \cdot C_{RDOM} \cdot \gamma_{OM}$ $\frac{\partial C_{RPOM}}{\partial t} = K_{L \rightarrow R} \cdot C_{LPOM} - K_{RPOM} \cdot C_{RPOM} \cdot \gamma_{OM} - \omega_{POM} \frac{\partial C_{RPOM}}{\partial z}$	$\frac{\partial C_{LPOM}}{\partial t} = P_{am} \cdot K_{amj} \cdot C_{aj}$ $- K_{LPOM} \cdot C_{LPOM} \cdot \gamma_{OM}$ $- K_{L \rightarrow R} \cdot C_{LPOM} - \omega_{POM} \frac{\partial C_{LPOM}}{\partial z}$
Sediment	$\frac{\partial C_S}{\partial t} = \frac{\omega_{POM}}{\Delta z} \cdot (C_{LPOM} + C_{RPOM}) + \frac{\omega_{aj}}{\Delta z} \cdot C_{aj} - K_S \cdot C_S \cdot \gamma_{OM}$	

4.3.1 Phytoplankton

Der Begriff Phytoplankton bezeichnet pflanzliches Plankton, welches aus Blaualgen (Cyanobakterien), Kieselalgen (Bacillariophyta) und Grünalgen (Chlorophyta) zusammengesetzt sein kann. Es baut mit Hilfe von Licht in der Photosynthese aus Kohlendioxid und Nährstoffen seine Biomasse auf, dieser Vorgang wird als Primärproduktion bezeichnet.

Die Phytoplanktodynamik wird durch die folgenden Prozesse gesteuert: Wachstum, Respiration und Exkretion, Absetzen, Grazing und Absterben oder Dekomposition. Eine allgemein gültige und hier verwendete Gleichung, die diese Prozesse berücksichtigt, kann nach Bowie (1985) ausgedrückt werden zu:

$$\frac{\partial C_{a_j}}{\partial t} = C_{a_j} \left(K_{ag_j} - K_{ar_j} - K_{ae_j} - K_{am_j} - \frac{\omega_{a_j}}{\Delta z_i} + \frac{\omega_{a_j}}{\Delta z_{i-1}} \right) \quad (\text{Gl. 3.18})$$

mit

j	Index für die Algengruppe (j = 1, 2, ...)
i	Index für die betrachtete Schicht (i = 1, ..., maximale Wassertiefe)
C_{a_j}	Konzentration der Algengruppe j (g/m ³)
K_{ag}	Wachstumsrate (d ⁻¹)
K_{ar}	Respirationsrate (d ⁻¹)
K_{ae}	Exkretionsrate (d ⁻¹)
K_{am}	Mortalitätsrate (d ⁻¹)
ω_a	Sinkgeschwindigkeit (m/s)
$\Delta z_i, \Delta z_{i+1}$	Schichtdicke, hier 0,5 m

Die Bestimmung der in der Gleichung vorkommenden Raten für Wachstum, Respiration, Exkretion und Mortalität wird im Folgenden erläutert.

Die Wachstumsrate ist eine Funktion der Substrat- bzw. Nährstoffkonzentration. Sie bestimmt die Bruttoproduktionsrate, welche der gesamten Photosynthese entspricht. Die Wachstumsrate wird durch Modifikation einer maximalen Wachstumsrate in Abhängigkeit von Temperatur, Licht und Nährstoffverfügbarkeit berechnet.

$$K_{ag} = \gamma_{ar} \gamma_{af} f(I, N, P, C) \cdot K_{ag \max} \quad (\text{Gl. 3.19})$$

mit

K_{ag}	Algenwachstumsrate (d ⁻¹)
$K_{ag \max}$	maximale Wachstumsrate (d ⁻¹)
γ_{ar}, γ_{af}	Temperaturkoeffizienten für ansteigende und abfallende Temperaturen
$f(I, N, P, C)$	Wachstumslimitierende Funktion (Licht, Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff)

Die maximale Wachstumsrate tritt bei einem optimalen Lichtangebot, Nährstoffsättigung und optimalen Wassertemperaturen auf. Letztere werden über die Temperaturkoeffizienten γ_{ar} , γ_{af} definiert. Innerhalb eines optimalen Temperaturbereiches tritt das maximale Algenwachstum auf. Außerhalb eines größeren Temperaturbereiches, der durch eine minimale und maximale Temperatur begrenzt ist, können keine Algen wachsen (vgl. Kapitel 4.3.15).

Limitierende Nährstoffe für das Wachstum sind für die meisten Algen Orthophosphat-Phosphor, Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Stickstoff sowie für Kieselalgen Siliziumdioxid-Silizi-

um. Kohlenstoff ist in der Regel ausreichend im Wasser vorhanden und somit kein limitierender Nährstoff.

Die Respirationsrate der Algen K_{ar} nutzt ebenfalls Temperaturkoeffizienten für die Berechnung:

$$K_{ar} = \gamma_{ar} \gamma_{af} K_{ar \max} \quad (\text{Gl. 3.20})$$

Die maximale Respirationsrate $K_{ar \max}$ wird nach Cole und Wells (2006) für die meisten Grünalgenarten mit $0,04 \text{ (d}^{-1}\text{)}$ angegeben, und für die Blaualgen wie *Anabaena variabilis* etwas höher mit $0,1 - 0,92 \text{ (d}^{-1}\text{)}$.

Mit einer inversen Lichtabhängigkeit wird die Exkretion K_{ae} oder auch Photorespiration der Algen bestimmt.

$$K_{ae} = (1 - \lambda_I) \gamma_{ar} \gamma_{af} K_{ae \max} \quad (\text{Gl. 3.21})$$

mit

λ_I Lichtlimitierender Faktor

Die Exkretionsraten erhöhen sich bei niedrigen und hohen Lichtintensitäten unter Abgabe von Exkretionsprodukten, die in den Detritus absinken.

Über die Mortalitätsrate K_{am} wird das natürliche Absterben der Algen bestimmt.

$$K_{am} = \gamma_{ar} \gamma_{af} K_{am \max} \quad (\text{Gl. 3.22})$$

Das Absinken der Algen dient als Quelle für die nächste unterliegende Schicht im Wasserkörper. Die Algen sinken letztlich bis zum Sediment ab und reichern dieses an. Bei Cole, Wells (2006) wird als Absetzgeschwindigkeit von Blaualgen eine große Bandbreite von $0,0 \text{ m/d}$ bis $0,5 \text{ m/d}$ vorgeschlagen.

Ein Großteil der Modelle drückt die Algen oder andere biologische Bestandteile als Trockengewicht der Biomasse oder Kohlenstoffanteile aus (Bowie, 1985). Vielfach wird die Biomasse in Form von Chlorophyll- α ausgedrückt.

Das Trockengewicht der Biomasse wird mit Hilfe stöchiometrischer Verhältnisse zur Erhaltung der Masse auf die Nährstoffe (Kohlenstoff, Nitrat und Phosphor) und Chlorophyll- α bezogen. Diese geben die Anteile der Nährstoffe an der gesamten Biomasse an. Für Blaualgen ist die Zusammensetzung der Nährstoffe nach Bowie (1985) als Anteil des Trockengewichts der Biomasse in Tab. 4.3 angegeben:

Tab. 4.3: Anteil der Nährstoffe am Trockengewicht der Biomasse von Blaualgen

	Prozent des Trockengewichts der Biomasse [%]			
	C	N	P	Chl-a
Blaualgen	40	7,2	1	1 – 3
Phytoplankton	40 - 50	8 - 9	1,5	2,0

Algen, die als einer dieser Anteile gemessen werden, können in das Trockengewicht der Biomasse oder irgendeinen anderen Anteil unter Verwendung der in der Tabelle angegebenen stöchiometrischen Verhältnisse umgerechnet werden. Die Algenbiomasse ist ein ausschlaggebender Indikator für die Eutrophierung im See (Xu et al. 1999). Mit steigender Eutrophierung erhöht sich die Algenbiomasse.

Die Algenkonzentration im Chaosee wird aus der gemessenen Chlorophyll- α -Konzentration ermittelt. Das Modell benötigt die Algenkonzentration in der Form des Trockengewichtes (g/m^3). Die Chlorophyll- α -Konzentration wurde in (mg/m^3) gemessen und muss in Trockenmasse umgewandelt werden. Hier wurde aus Ermangelung geeigneter Angaben über die gesamte Biomasse im Chaosee für die Kalibrierung die Algenkonzentration mit der gemessenen Chlorophyll- α -Konzentration gleichgesetzt und diese als Indikator für die Algenkonzentration verwendet.

Die Eutrophierung eines Gewässers führt zur Erhöhung des pH-Wertes (Maniak, 1997). Somit kann ein Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und der Chlorophyll- α -Konzentration hergestellt werden, da bei einer Algenblüte der pH-Wert zwangsläufig ansteigen muss. Regressionsanalysen zwischen Chlorophyll- α und pH-Wert ergaben hier für die Messwerte der Seestationen keinen straffen Zusammenhang. Für die westliche Seehälfte wurde ein Korrelationskoeffizient von 0,14 ermittelt, für die östliche Seehälfte 0,37. Dennoch ist anhand der gemessenen Daten der östlichen Seehälfte ein leichter Anstieg der Chlorophyll- α -Konzentration bei einem Anstieg des pH-Wertes zu erkennen (Abb. 4.4).

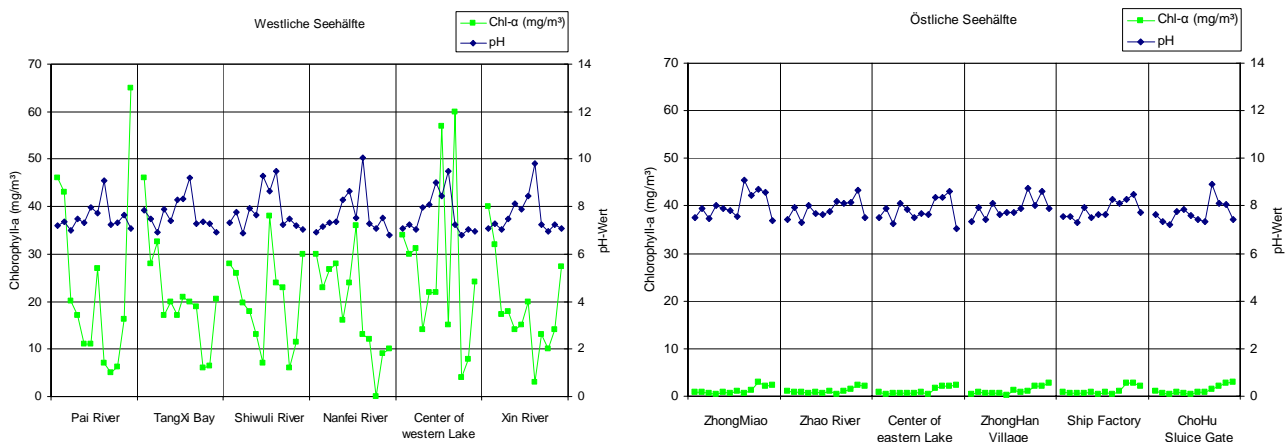


Abb. 4.4: Zusammenhang pH-Wert und Chlorophyll- α -Konzentration der Seestationen für die westliche (links) und östliche (rechts) Seehälfte

4.3.2 Zooplankton

In sehr eutrophen Ökosystemen ist die Zooplanktonbiomasse sehr niedrig. Demzufolge ist das Verhältnis von Zooplankton zu Phytoplankton im Chaosee sehr niedrig. Dies ist auch als Grund anzusehen, dass routinemäßig Zooplanktonbestimmungen im Chaosee nicht vorgenommen werden und der Fischbestand sich überwiegend aus herbivoren und carnivoren Spezies zusammensetzt (Xie et al., 2005).

Die Zooplanktongemeinschaft übt in Blaualgenseen nur einen sehr geringen reduzierenden Einfluss auf das Phytoplankton aus (Morscheid et al., 2003). Aus diesem Grund und wegen fehlender Angaben über das Zooplankton im Chaosee wird auf die Modellierung des Zooplanktons verzichtet.

McCauley und Kalff (1981) untersuchten 17 kanadische Seen und stellten fest, dass das Verhältnis von Zooplankton zu Phytoplankton bei steigendem Trophiegrad kleiner wurde. Da im Chaosee hohe Trophiegrade vorliegen (vgl. Kapitel 3.1), ist anzunehmen, dass das Zooplankton nur in sehr geringen Konzentrationen auftritt und keinen entscheidenden Einfluss auf dieses Ökosystem hat.

Der Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von Zooplankton-Phytoplankton und dem Trophiegrad wurde auch im Chaosee beobachtet. Dort wurde im September 1987 bei eutrophen Trophiezustand eine sehr hohe Phytoplanktonbiomasse (53,9 mg/l) und eine sehr niedrige Zooplanktonbiomasse (1,72 mg/l) registriert (Xu et al., 1999a).

Die sehr niedrige Zooplanktonbiomasse in eutrophen Seen kann durch die Toxizität der hohen Phytoplanktonbiomasse mit auftretenden Algenblüten hervorgerufen werden. Das Zooplankton ist gegenüber chemischem Stress sensibler als Phytoplankton, und die Zooplanktonbiomasse kann infolge toxischer Einflüsse völlig absinken, d. h. das Verhältnis von Zooplankton zu Phytoplankton wird kleiner. Dieses Verhältnis kann als ökologischer Indikator für den Einfluss von chemischer Verschmutzung und Eutrophierung auf das Ökosystem eines Sees dienen (Xu et al., 1999a).

Die Beziehung zwischen Phytoplankton und Zooplankton wurde an verschiedenen Flachseen wie z. B. dem Neusiedler See untersucht (Tab. 4.4). Hier nimmt auch mit steigender Trophie der Relativanteil des Zooplanktons stark ab (Griebler und Posch, 2001, in: Dokulil et al., 2001).

Tab. 4.4: Das Verhältnis Zooplankton- zu Phytoplanktonbiomasse in Flachseen bei verschiedenen trophischen Bedingungen (in Klammern: Anzahl n; Standardabweichung), (Griebler und Posch, 2001)

Phytoplankton (g/m ³)	Verhältnis Zooplankton-Phytoplanktonbiomasse in Flachseen (Anzahl n; Std-abw.)	
< 1	3,22	(4; 2,98)
1 – 6	1,49	(9; 1,00)
> 6	0,22	(7; 0,21)
< 10	0,19	(11; 0,13)
10 – 50	0,04	(5; 0,03)
> 50	0,01	(4; 0,01)

4.3.3 Makrophyten

In diesem Modell können submerse Makrophytenarten mit auf der Oberfläche schwimmenden Blättern und Wurzeln im Sediment simuliert werden. Licht und Temperatur limitieren darin das Wachstum. Nährstoffe für das Wachstum werden aus der Wassersäule und dem Sediment entnommen. Stickstoff, Phosphor, Eisen, Mangan und andere Mikronährstoffe werden hauptsächlich aus dem Sediment erhalten und Kalzium, Magnesium, Natrium, Kalium, Sulfat, Chlorid und Kohlenstoff hauptsächlich aus der Wassersäule (Barko et al. 1991).

Die Modellierung submerser Wasserpflanzen und Schilf muss folgende Komponenten umfassen:

- Hydraulik mit Pflanzenwiderstand,
- Wachstum, Respiration und Mortalität,
- Temperatureinfluss,
- Wachstumslimitierung durch Licht (incl. Selbstbeschattung) und Nährstoffe (C, P, N),
- Nährstoffaufnahme aus dem Sediment.

Die Pflanzen wachsen vom Sediment aus aufwärts durch die Wassersäule. Dieses Wachstum wird im Modell so umgesetzt, dass das Wachstum in einer Schicht im Modell bis zu einer definierten Dichte an Biomasse erlaubt ist. Wird diese definierte Dichte erreicht, so wird das Biomassewachstum in der darüberliegenden Schicht fortgesetzt.

Licht und Temperatur sind für das Wachstum der Makrophyten entscheidend und können dieses einschränken. Die Selbstbeschattung durch Makrophyten wird durch die Dämpfung des Lichtes als Funktion der Makrophytenkonzentration simuliert.

Das Makrophytenwachstum variiert in der Natur lateral über ein Modellsegment. Da in diesem Modell das Segment vereinfacht als vollständig durchmischt angenommen wird, kann ein Streifen mit Makrophyten oder Schilf an den seitlichen oder den Rändern in Fließrichtung gleichermaßen simuliert werden (vgl. Abb. 5.1). Die Biomasse wird als Konzentration ausgegeben. In diesem Modell wird aufgrund des Einflusses des Wasserstandes auf das Schilfwachstum (vgl. Kapitel 3.3) ein Schilfstreifen bis zur 2,5m-Tiefenlinie simuliert. Die Breite dieses Streifens variiert zwischen 1 und 2 Kilometern (siehe Kapitel 3.1)

Die Modellierung der Strömung durch die Makrophyten erfolgt durch die Porosität der Makrophyten als Verhältnis zwischen Pflanzenvolumen und Durchflussvolumen. Der Widerstand von Stielen und Blättern wird zur Bestimmung der gesamten Widerstandskraft in der Modellzelle summiert. Es wird ein neuer Rauheitsbeiwert unter Berücksichtigung der Sohl- und Pflanzenscherkraft ermittelt. Die gesamte Reibungskraft wird aufgeteilt in eine Komponente für die Schubspannung und eine Komponente für den Pflanzenwiderstand. Die Sohl-schubspannung τ_b für jede Modellzelle, die Kontakt mit der Sohle oder der Böschung hat, wird mit (Gl. 3.5) und die Schubspannung in Fließrichtung τ_x nach (Gl. 3.4) berechnet.

Der Pflanzenwiderstand D_i in der Modellzelle, der durch die Makrophyten erzeugt wird, berechnet sich aus dem Produkt von Widerstandsbeiwert, Fließgeschwindigkeit und Pflanzenfläche der einzelnen Pflanze:

$$\sum D_i = \underbrace{C_d}_{\text{Widerstandsbeiwert}} \cdot \underbrace{\left(\frac{\rho_w v^2}{2} \right)}_{\text{Fließgeschwindigkeit}} \cdot \underbrace{\sum A_i}_{\text{Pflanzenfläche senkrecht zur Fließrichtung}} \quad (\text{Gl. 3.23})$$

mit

D_i	Widerstandskraft der i-ten Pflanze (N)
A_i	Fläche der Pflanzen projiziert senkrecht zur Fließrichtung (m ²)
C_d	Widerstandsbeiwert
v	Fließgeschwindigkeit in x-Richtung (m/s)

Die gesamte Pflanzenfläche senkrecht zur Fließrichtung $\sum A_i$ wird unter Verwendung des Verhältnisses Oberfläche zu Trockengewicht der Pflanzen bestimmt (Sher-Kaul et al., 1995, in: Berger, 2004).

Die Sohlschubspannung τ_b wird unter Verwendung des Rauheitsbeiwertes n berechnet (vgl. (Gl. 3.5)). Die Fließgeschwindigkeit des Wassers ist abhängig von der Wassertiefe und der Bodenrauigkeit. Da sich die Rauheit in der Modellzelle durch die Makrophyten erhöht, muss diese über den von der Schubspannung abhängigen Rauheitsbeiwert n_b neu ermittelt werden. Dieser ergibt sich zu:

$$n = n_b \sqrt{1 + \frac{C_d \cdot \sum A_i}{2g \cdot AL} \cdot \frac{1}{n_b^2} \cdot R^{\frac{1}{3}}} \quad (\text{Gl. 3.24})$$

Die Wachstumsrate von Makrophyten wird durch das Angebot an Licht und Nährstoffen limitiert. Das Makrophytenwachstum wird über die Makrophytenkonzentration nach Berger (2004) wie folgt modelliert:

$$\frac{\partial C_m}{\partial t} = C_m \cdot (K_{mg} - K_{mr} - K_{mm}) \quad (\text{Gl. 3.25})$$

mit

C_m	Makrophytenkonzentration (mg/l)
K_{mg}	Wachstumsrate der Makrophyten (d ⁻¹)
K_{mr}	Respirationsrate der Makrophyten (d ⁻¹)
K_{mm}	Mortalitätsrate der Makrophyten (d ⁻¹)

Die maximale Wachstumsrate der Makrophyten wird bei Cole und Wells (2006) für *Myriophyllum spicatum* mit 0,42 d⁻¹ angegeben. Die Respirationsrate der Dunkelatmung wird mit 0,05 d⁻¹ empfohlen. Die Sterberate der Makrophyten wird zu 0,05 d⁻¹ gesetzt.

Der Biomassezuwachs wird durch die Respiration und das Absterben der Makrophyten beeinflusst. Die abgestorbene Biomasse der submersen Makrophyten wird dem Detritus (POM) zugeführt. Der prozentuale Anteil, der dem Detritus von der abgestorbenen Biomasse zugeführt wird, kann über einen Parameter angegeben werden.

Die Wachstums-, die Respirations- und die Mortalitätsrate sind temperaturabhängig. Temperatureffekte werden mit Temperaturkoeffizienten nach Thornton und Lessem (1978, in: Berger 2004) modelliert (vgl. Kapitel 4.3.15). Die Wachstumsrate der Makrophyten wird wie folgt berechnet

$$K_{mg} = \gamma_{ar} \cdot \gamma_{af} \cdot f(I, N, P, C) \cdot K_{mg \max} \quad (\text{Gl. 3.26})$$

mit

K_{mg}	Wachstumsrate der Makrophyten (d^{-1})
$K_{mg \max}$	maximale Wachstumsrate der Makrophyten (d^{-1})
γ_{ar}, γ_{af}	Temperaturkoeffizienten für ansteigende und abfallende Temperaturen
$f(I, N, P, C)$	wachstumslimitierende Funktion (Licht, Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff)

Die wachstumslimitierende Funktion wird aus den Minimumfunktionen von Licht I, Stickstoff N, Phosphor P und Kohlenstoff C berechnet. Diese Funktionen sind dimensionslos und nehmen Werte zwischen 0 und 1 an.

$$f(I, N, P, C) = \min(f(I), f(N), f(P), f(C)) \quad (\text{Gl. 3.27})$$

Die jeweilige Nährstoffkonzentration dieser Minimumfunktionen wird nach der Michaelis-Menten-Gleichung ermittelt, die hier beispielhaft für das Licht I angegeben wird. Dabei wird die die Stämme und Blätter der Makrophyten erreichte photosynthetische Lichtintensität über ihre Abschwächung durch die Halbsättigungskonstante beschrieben:

$$f(I) = \frac{I}{I + I_h} \quad (\text{Gl. 3.28})$$

mit

I	Lichtintensität, Sonneneinstrahlung (W/m^2)
I_h	Halbsättigungsrate der Lichtintensität (W/m^2)

Die Dämpfung des Lichtes wird durch die Extinktion und Beschattung der Makrophyten simuliert. Dafür wird für die Beeinflussung der Extinktion durch Makrophyten ein Koeffizient in der Extinktionsgleichung (Gl. 3.29) eingeführt. Die Abschwächung des Lichtes durch die Makrophyten wird als Produkt der Lichtextinktion und der Pflanzendichte im Wasser bestimmt:

$$\gamma_m = \varepsilon_m \cdot C_m \quad (\text{Gl. 3.29})$$

mit

γ_m	Koeffizient für die Lichtextinktion (-)
ε_m	Lichtextinktion durch die Makrophytendichte (m^3/mg)
C_m	Makrophytenkonzentration ($mg \cdot l^{-1}$)

Der Extinktionskoeffizient durch die Selbstbeschattung der Makrophyten wird nach Ikusima (1970, in: Cole und Wells, 2006) mit $0,01 \text{ m}^3/mg$ für *Myriophyllum spicatum* L. angegeben.

Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor (siehe auch Kapitel 4.3.5) haben das größte Potential für die Wachstumslimitierung der Makrophyten. Wenn die Makrophyten im Sediment wurzeln, wird die größere Phosphormenge dem Sediment entzogen. Es ist die Quelle für mehr als 50% der gesamten Phosphoraufnahme in wurzelnden Makrophyten.

Die Temperaturlimitierung wird über einen Limitierungsfaktor der maximalen Wachstumsrate modelliert. Die photosynthetischen Raten der Makrophyten wachsen mit ansteigender Temperatur, bis ein optimaler Bereich für das Wachstum erreicht ist, und gehen wieder zurück, wenn

dieser optimale Bereich überschritten wurde. Der optimale Bereich für das Pflanzenwachstum der submersen Wasserpflanzen liegt in diesem Modell zwischen 21°C und 28°C. Der absolute Bereich des Pflanzenwachstums zwischen 5°C und 35°C (Werte nach: Cole, Wells, 2006).

Temperatureffekte werden unter Verwendung einer Temperaturkurve simuliert, die das Produkt zweier Exponentialfunktionen und oberer und unterer Temperaturgrenzwerte für den optimalen und absoluten Bereich des Pflanzenwachstums darstellt (vgl. Kapitel 4.3.15).

Die optimale Temperatur für das Makrophytenwachstum wurde durch Messung ermittelt und liegt bei 28°C (Xu et al., 1999a). Die minimale Temperatur liegt bei 5°C. Da diese Werte durch Messung oder Kalibrierung für den Chaosee ermittelt wurden, werden sie im Modell verwendet.

Der Einfluss der Biomasse der Makrophyten auf die Extinktion der Sonnenstrahlung in der Wassersäule wird durch den Extinktionskoeffizienten erfasst. Der Extinktionskoeffizient wird definiert als lineare Summe verschiedener Extinktionskoeffizienten, die jeweils eine Komponente der Lichtabsorption repräsentieren. Dazu zählen die Koeffizienten für Phytoplankton, Makrophyten, reines Wasser und Schwebstoffe. Dieser Ausdruck beinhaltet den Einfluss der Beschattung der Makrophyten auf das Phytoplanktonwachstum.

Xu et al. (1999a) stellten ein einfaches Makrophytenmodell für den Chaosee auf. Darin wurden auch Raten für Wachstum, Respiration und Mortalität angegeben. Die Wachstumsrate wird für Makrophyten mit 0,15 d⁻¹ angegeben. Da diese jedoch für das vorliegende Modell zu niedrig ist und als Summe mit Respirations- und Mortalitätsrate ein zu geringes Wachstum oder sogar kein Wachstum ergeben würde, wird hier der Wert nach Berger (2004) mit 0,42 d⁻¹ verwendet. Die Respirationsrate wird bei Xu et al. (1999a) mit 0,01 d⁻¹ angegeben und die Mortalitätsrate mit 0,01 d⁻¹.

4.3.4 Schilf

Für Schilf, hier für die Art *Phragmites australis*, wurde von der Verfasserin ein eigenes neuartiges Modul entwickelt und vollständig in Ce-Qual integriert. Bislang konnten in diesem Modell nur submerse Makrophyten simuliert werden. Sumpflanzen wie Schilf waren im Modell nicht berücksichtigt.

Das neue Modul umfasst das Wachstum, die Respiration und die Mortalität vom Schilf in Abhängigkeit des Entwicklungsstadiums. Bis zur vollständigen Entwicklung der Wasserstengel haben Respiration und Mortalität als Verlustraten Einfluss auf das Schilfwachstum. Ist eine maximale Biomasse erreicht, werden diese Verlustraten zu Null gesetzt und es findet kein Wachstum mehr statt. Für das Schilf kann ein oberer Grenzwert für die maximal produzierte Biomasse vorgegeben werden.

Das Schilf (*Phragmites australis*) hat ein sehr schnelles Wachstum. In der Hauptwachstumsperiode des Schilfrohrs verlängern sich die Rhizome an der Spitze täglich bis zu drei Zentimeter. Im Allgemeinen hat es in 4 bis 5 Monaten fast seine ganze Höhe erreicht (Rodewald-Rudescu, 1974). Die Normalform *Phragmites australis* wird maximal vier Meter hoch.

Im Modul für das Schilf wird das Wachstum in Abhängigkeit von seiner Biomasseentwicklung modelliert: befindet sich das Schilf im Wachstum, wird die aktuelle Schilfkonzentration nach der folgenden Gleichung ermittelt:

$$\frac{\partial C_{\text{phragmites}}}{\partial t} = C_{\text{phragmites}} \cdot (K_{\text{phragmites g}} - K_{\text{phragmites r}} - K_{\text{phragmites m}})$$

für $C_{\text{phragmites}} < \text{Max}_{\text{phragmites}}$ (Gl. 3.30)

mit

$C_{\text{phragmites}}$	Schilfkonzentration (mg/l)
$K_{\text{phragmites g}}$	Wachstumsrate des Schilfs (d^{-1})
$K_{\text{phragmites r}}$	Respirationsrate des Schilfs (d^{-1})
$K_{\text{phragmites m}}$	Mortalitätsrate des Schilfs (d^{-1})
$\text{Max}_{\text{phragmites}}$	maximale Schilfkonzentration (mg/l)

Ist das Schilfwachstum abgeschlossen und hat es die maximal mögliche Biomasse erreicht, wird folgende Gleichung verwendet:

$$\frac{\partial C_{\text{phragmites}}}{\partial t} = \text{Max}_{\text{phragmites}}$$

für $C_{\text{phragmites}} \geq \text{Max}_{\text{phragmites}}$ (Gl. 3.31)

Hier finden kein weiteres Wachstum und auch keine Verlustprozesse statt. Der Strömungswiderstand wird für Schilf und submerse Makrophyten mit dem gleichen Ansatz nach (Gl. 3.23) berechnet.

Die maximale Wachstumsrate für Schilf (*Phragmites australis*) wird über die Dauer des maximalen Wachstums nach Berger (2004) ermittelt (Abb. 4.5). Die Biomasse zu Anfang der Wachstumsphase beträgt 80 kg und zu Ende der Wachstumsphase 1050 kg. Die Phase des maximalen Wachstums dauert vom 170. bis zum 250. Kalendertag. Daraus kann die maximale Wachstumsrate μ als Steigung der Ganglinie der Biomasse bestimmt werden:

$$\mu = \frac{\ln 1050 - \ln 80}{250 - 170} = 0,007857 \text{ d}^{-1} \quad (\text{Gl. 3.32})$$

Da für die klimatischen Bedingungen der nordchinesischen Ebene keine Angaben über das Schilfwachstum vorliegen, wird die hier ermittelte Wachstumsrate auch für das Modell des Chaoosees eingesetzt.

Bei Ritterbusch (2004) wird eine höhere Wachstumsrate von $1,2 \text{ d}^{-1}$ für den Zeitraum Mitte Mai bis Mitte Juni angegeben, als von der Verfasserin ermittelt wurde. In Kapitel 3.3 werden in Abhängigkeit vom Durchmesser der Schilfhalmes über den Jahresverlauf veränderliche Wachstumsraten angegeben. Im Zeitraum der größten Biomasseentwicklung von Mai bis Juni hat das Schilf eine höhere Wachstumsrate von $1,2 \text{ d}^{-1}$, die im Jahresverlauf bis Ende September bis auf $0,1 \text{ d}^{-1}$ absinkt. Da im Modell programmtechnisch bislang keine variablen Wachstumsraten verwendet werden können, wird hier mit einer mittleren Wachstumsrate gerechnet. Nach Beendigung des Wachstums wird die Wachstumsrate für das Schilfwachstum in der Wassersäule im Modell zu Null gesetzt.

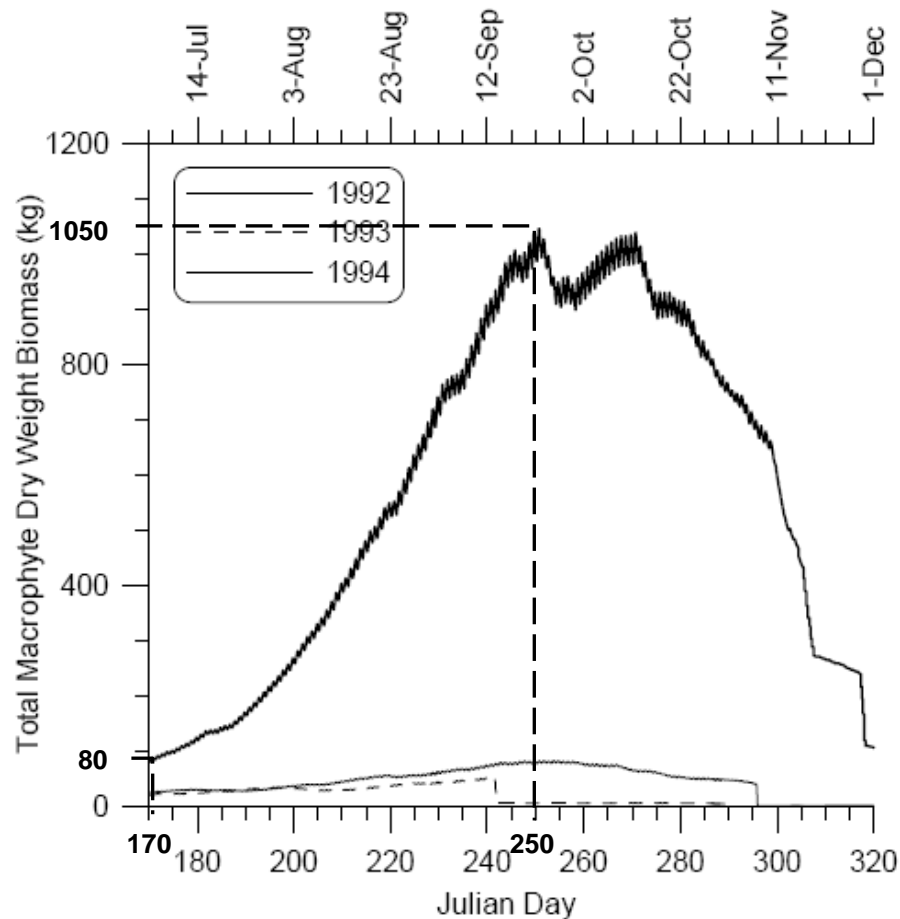


Abb. 4.5: Wachstum der Makrophytenbiomasse im Columbia Slough (Berger, 2004)

Aus Untersuchungen am norddeutschen Dümmersee wurden Schilfmassen von 1200 kg/Jahr im Herbst gemäht, um die Nährstoffe dem System zu entziehen (Ripl. et al., 1994). Diese Biomasse wurde in diesem Modell als Maximalwert angesetzt, d. h. das Schilf kann bis zu der Masse von 1200 g/m³ anwachsen. Ist dieser Grenzwert erreicht, sind die Schilfhalm in der Wassersäule voll ausgebildet und es findet kein weiteres Wachstum mehr statt. Für das Schilf finden dann in der Wassersäule keine Absterbeprozesse und auch keine Respiration statt.

Die Anfangskonzentration des Schilfs wird aus dem exponentiellen Wachstum berechnet, wobei nach der Wachstumszeit n die Biomasse $K_n = 1200$ mg/l betragen soll. Nach Einsetzen der in Abb. 4.5 über die Wachstumsdauer ermittelten maximalen Wachstumsrate μ für den Zeitraum des ansteigenden Makrophytenwachstums, der zwischen 20°C und der maximalen Wassertemperatur stattfindet und im Beobachtungsjahr 2002 eine Länge von 102 Tagen hatte, berechnet sich die Anfangskonzentration K_0 zu:

$$K_0 = \frac{K_n}{(1+\mu)^n} = \frac{1200}{(1+0,007857)^{102}} = 540 \text{ mg/l} \quad (\text{Gl. 3.33})$$

Die submerse Respiration des Schilfes ist gering und liegt < 20% (Komínková et al., 2000). Die hauptsächliche Respiration findet beim Schilf oberhalb der Wassersäule statt und hat auf die Wasserqualität keinen Einfluss.

Alle anderen Parameter werden analog zu den Makrophyten bestimmt (siehe Kapitel 4.3.3).

4.3.5 Stickstoff und Phosphor

Gesamtstickstoff

Der Gesamtstickstoff (TN) ist ein Summenparameter für alle Formen von Stickstoff, die im Wasser vorhanden sind. Er setzt sich aus anorganischen und organischen Anteilen zusammen. Die anorganischen Anteile umfassen Nitrit (NO_2^-), Nitrat (NO_3^-), Ammoniak (NH_3) und Ammonium (NH_4^+) und Nitratgas (N_2). Aminosäuren und Proteine sind organische Formen des Stickstoffs. In aquatischen Ökosystemen treten anorganische Stickstoffverbindungen vorwiegend als Ammonium/Ammoniak, Nitrit und Nitrat auf. Bis auf Ammoniak und Nitrit sind alle Formen des Stickstoffs unschädlich für aquatische Organismen. Unter sauerstoffreichen, oxidierenden Bedingungen in Gewässern ist Nitrat die hauptsächlich vorliegende Stickstoffart (Kieckbusch, 2003).

Im Stickstoffkreislauf (Abb. 4.6) assimilieren Wasserpflanzen den Stickstoff in Form von Nitrat, der daraufhin durch Photosynthese mit Licht und Kohlendioxid (CO_2) abgebaut wird. So steht er Tieren modifiziert über die Nahrungskette zum Proteinaufbau zur Verfügung. Über die Ausscheidung gelangt organischer Stickstoff (org N) ins Sediment. Dort wird er von Bakterien (Destruenten) zu Ammoniak (NH_3) und Ammonium-Stickstoff (NH_4^+) ammonifiziert. Durch aerobe Bakterien entsteht unter Verbrauch von Sauerstoff Nitrit (NO_2^-) und weiter Nitrat (NO_3^-). Das steht wiederum den Wasserpflanzen als Nährstoff zur Verfügung. Durch Denitrifikation des Nitrats unter sauerstoffarmen Bedingungen über Nitrit zu gasförmigem Stickstoff (N_2) kann dieser wieder in die Atmosphäre entweichen und somit den globalen Kreislauf schließen.

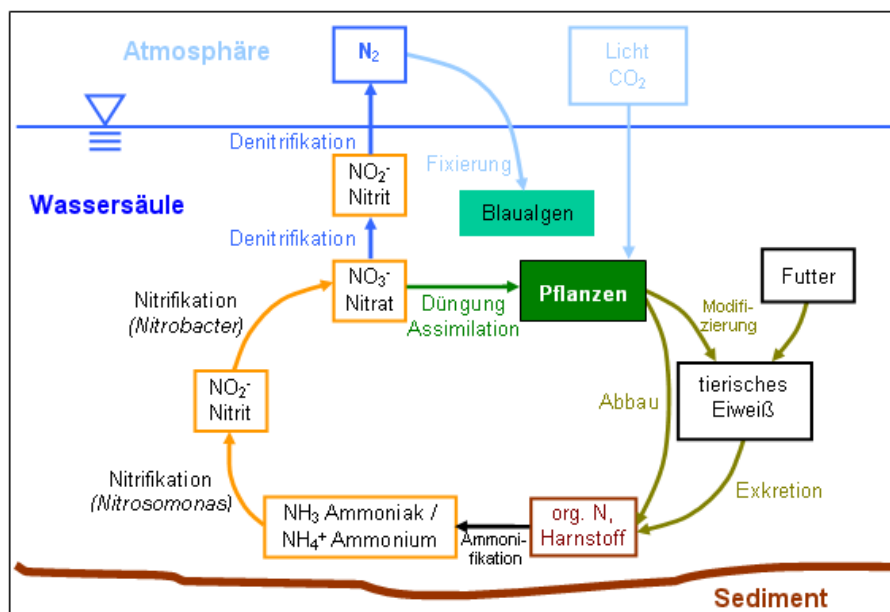


Abb. 4.6: Stickstoffkreislauf im aquatischen Ökosystem

Nitrat und Nitrit

Nitrat (NO_3^-) entsteht bei der Nitrifikation durch bakterielle Oxidation aus Ammoniak bzw. Ammonium. Diese Stickstoffkomponente ist mäßig toxisch und kann in hohen Konzentrationen giftig auf Organismen wirken.

Im Chaosee wird diese Stickstoffkomponente zurzeit nur innerhalb des Summenparameters Gesamtstickstoff (TN) erfasst. Deng et al. (2003) geben für den Chaosee eine Nitrat-Konzentration von 6,1 mg/l an und im Jahr 2000 wurde in der östlichen Seehälfte im Mittel 8,5 mg/l gemessen.

Die Ratengleichung für Nitrat-Stickstoff ist in Tab. 4.2 angegeben.

Ammonium und Ammoniak

Für die Bewertung von ammoniumhaltigen Abflüssen ist das Gleichgewicht von Ammonium und Ammoniak maßgeblich, da die möglichen Auswirkungen in Oberflächengewässern in erster Linie durch Ammoniak hervorgerufen werden (Fenz und Nowak, 1998).

Wasserorganismen können bei hohen Ammoniumgehalten durch das bei hohen pH-Werten freigesetzte freie Ammoniak (NH_3^+) Schaden nehmen. Die Schädlichkeitsgrenze liegt bei etwa 0,02 – 0,3 mg $\text{NH}_3\text{-N/l}$ (Müller 1990). Im Chaosee wurde im Jahr 2002 in der westlichen Seehälfte eine mittlere Ammoniak-Konzentration von 0,0226 mg/l (Max.: 0,19 mg/l) und in der östlichen Seehälfte 0,014 mg/l (Max.: 0,235 mg/l) gemessen (ermittelt nach (Gl. 3.34)).

Die Konzentration von Ammonium-Stickstoff setzt sich zusammen aus dem Verbrauch durch die Algenatmung, der Freisetzung beim Algenwachstum, aus den gelösten organischen Stoffen und dem Detritus. Außerdem trägt die Freisetzung aus dem Sediment unter anaeroben und aeroben Bedingungen und die Nitrifikation und Denitrifikation zur Ammonium-Stickstoff-Konzentration bei.

Die Ratengleichung für Ammonium-Stickstoff ist in Tab. 4.2 angegeben.

Bei Kontakt mit dem Wasser wird Ammoniak zu Ammonium- und OH-Ionen dissoziiert. Ammonium und Ammoniak stehen also über das Dissoziationsgleichgewicht im Zusammenhang. Die toxische Wirkung von ammoniumhaltigen Abwässern ergibt sich aus der Konzentration des mit dem Ammonium im Dissoziationsgleichgewicht stehenden Ammoniaks (NH_3). Der Anteil dieser nicht ionisierten Form am Gesamt-Ammonium wird im Wesentlichen durch den pH-Wert und die Temperatur bestimmt.

Von den stickstoffhaltigen Verbindungen wurden im Chaosee Gesamtstickstoff und Ammoniak-Stickstoff ($\text{NH}_3\text{-N}$) als Summenparameter für Ammonium-Stickstoff (NH_4^+) und Ammoniak-Stickstoff (NH_3) gemessen. Über das oben beschriebene Dissoziationsgleichgewicht wird der für das Modell notwendige Ammonium-Stickstoff ermittelt und der organische Anteil des Stickstoffs aus der Konzentration des Gesamtstickstoffs abgeschätzt.

Für das Dissoziationsgleichgewicht von Ammonium und Ammoniak gilt:

$$(\text{NH}_3 - \text{N}) / (\text{NH}_4 - \text{N}) = 1 / (1 + 10^{(\text{pK}_s \text{NH}_4 - \text{pH})}) \quad (\text{Gl. 3.34})$$

mit

pK_s	pK_s -Wert oder Säurekonstante $\text{pK}_s = 2729,92/T_K + 0,09018$
T_K	Temperatur in K = $-273,15^\circ\text{C}$

Über die molare Masse des Hauptelementes Stickstoff in der jeweiligen Verbindung wird daraus die Masse der Gesamtverbindungen (z. B. NH_4) ermittelt. In Abb. 4.7 ist das Dissozia-

tionsgleichgewicht Ammoniak und Ammonium in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur dargestellt.

In den am Chaosee gemessenen Daten lagen über 70% der monatlich gemessenen pH-Werte bei 7,6, so dass Ammonium rund 99% des Säure-Base-Gleichgewichts ausmacht.

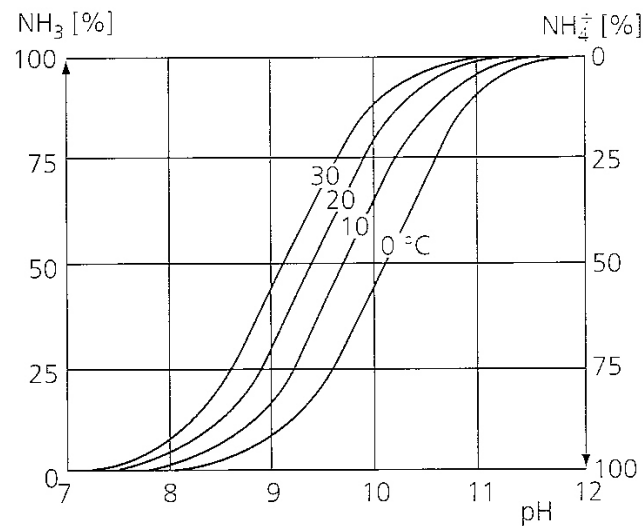


Abb. 4.7: Dissoziationsgleichgewicht für Ammoniak und Ammonium in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur (Welker, 2004)

Phosphor

Phosphor ist ein Hauptbestandteil für das Wachstum und den Zellaufbau von Pflanzen und Tieren. Es liegt in aquatischen Ökosystemen in geringer Menge vor und zählt somit auch am Chaosee als limitierender Nährstoff.

Für den Phosphor gibt es nur einen aquatischen Kreislauf, da dieser im Unterschied zum Stickstoff keine leicht flüchtigen Verbindungen (Gase) bildet und somit kein globaler Austausch stattfinden kann (Abb. 4.8).

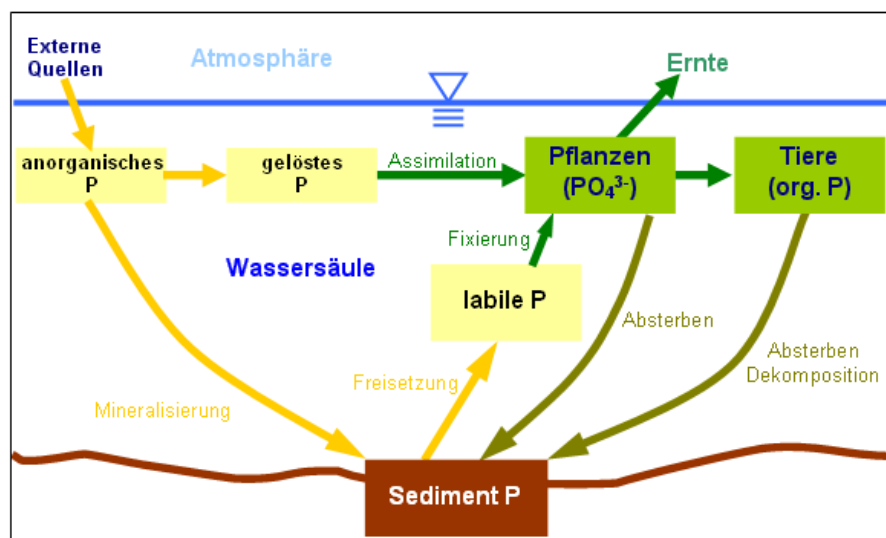


Abb. 4.8: Phosphorkreislauf eines aquatischen Ökosystems

Der Phosphor ist hauptsächlich anthropogenen Ursprungs und gelangt aus punktuellen und diffusen Quellen, z. B. aus der Landwirtschaft, als anorganischer Phosphor in den Wasserkörper. Dort geht er in Lösung und kann von Pflanzen in der Form des Phosphat-Ions (PO_4^{3-}) assimiliert werden. Diese mit organischem Phosphor angereicherten Pflanzen, z.B. Schilf *Phragmites australis*, können im Herbst abgemäht und als Dünger aufbereitet und in der Landwirtschaft verwendet werden. Auf diese Weise kann der Phosphor dem System entzogen werden.

Nach dem Absterben und der Dekomposition von Pflanzen und Tieren gelangt der Phosphor ins Sediment. Der anorganische Phosphor wird über die Mineralisierung dem Sediment zugeführt. Der Kreislauf schließt sich durch die Freisetzung des Phosphors aus dem Sediment, der den Wasserpflanzen wieder zur Verfügung steht.

Diese Phosphorfreisetzung aus dem Sediment ist ein wichtiger Faktor bei der Eutrophierung von Seen. Als eine interne Quelle kann die Phosphorfreisetzung aus dem Sediment, verglichen mit externen Quellen wie Einträge aus der Atmosphäre, dem landwirtschaftlichen Oberflächenabfluss und Abwassereinleitungen, einen entscheidenden Einfluss auf das Ökosystem haben. Die Phosphor-Rücklösung aus dem Sediment wird mit Modell mit einer Rücklösungsrate von $0,36 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ angesetzt. Die Erläuterung dieses Wertes ist in Kapitel 4.3.13 beschrieben.

Im Chaosee wurde in den Jahren 2002 und 2003 die Konzentration des Gesamtposphors (TP) an den zwölf Messstationen im See in monatlicher Auflösung gemessen. Aus diesen Messungen konnte nach Guo (2005) der für das Modell benötigte Orthophosphat-Anteil bestimmt werden. Guo (2005) teilt den Chaosee in einen westlichen, einen mittleren und einen östlichen Teil ein und gibt für die Messstationen in den entsprechenden Seeteilen für das Verhältnis TP/ $\text{PO}_4\text{-P}$ folgenden Werte an:

Tab. 4.5: Verhältnisse für Orthophosphat-Phosphor zu Gesamtposphor in verschiedenen Regionen des Chaosees (nach Guo, 2005)

Region des Chaosees	Stationen	TP / $\text{PO}_4\text{-P}$
Westen	1 – 6	5,6
Mitte	7 – 9	7,7
Osten	10 – 12	8,0

Nach diesen Verhältnissen wurden die Konzentrationen für Orthophosphat-Phosphor für die sechs Hauptzuflüsse in monatlicher Auflösung ermittelt.

Die Ratengleichung für den Orthophosphat-Phosphor ist in Tab. 4.2 aufgelistet.

4.3.6 Sauerstoff

Sauerstoff liegt im Wasser neben der in zahlreichen Mineralien gebundenen Form auch in gelöster Form als O_2 vor (DVWK, 1996). Gelöster Sauerstoff ist einer der wichtigsten Parameter im aquatischen Ökosystem. Er ist notwendig für jede Form von höherem Leben und

beeinflusst viele chemische Reaktionen durch Oxidation. Sauerstoff wird einem Gewässer von der Atmosphäre, durch die Photosynthese und über die Zuflüsse zugeführt. Der Verbrauch von Sauerstoff erfolgt durch Atmung, Abbau und Mineralisation organischer Stoffe und den Verlust an die Atmosphäre.

Die Bilanzierung des gelösten Sauerstoffs erfolgt im Modell nach der Sauerstoffgleichung in Tab. 4.2.

Sauerstoff gelangt über die Atmosphäre in das Wasser und wird durch vertikale Wasserbewegungen in die Tiefe transportiert. Bei jeder Vollzirkulation eines holomiktischen Sees gelangt sauerstoffreiches Wasser bis zum Grund, und in der gesamten Wassersäule ist annähernd gleich viel Sauerstoff pro Volumeneinheit gelöst. Diese Eigenschaft wird auch im Tiefenprofil des Sauerstoffs für den Chaosee sichtbar (Abb. 4.9). Hier hat der Sauerstoff bis zu einer Tiefe von 3 m durchgehend die annähernd gleiche Konzentration und im gesamten Wasserkörper des Sees verändert sich diese nicht merklich (Du und Li, 1992).

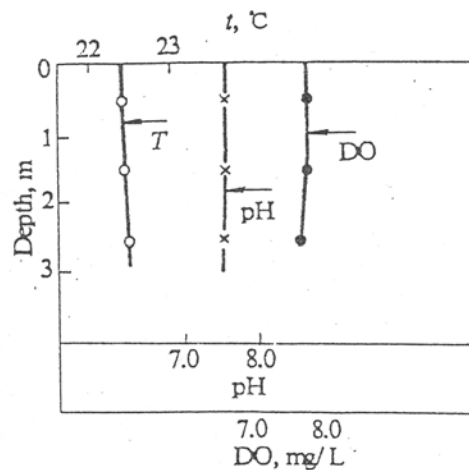


Abb. 4.9: Tiefenprofil von Wassertemperatur (T), Sauerstoff (DO) und pH-Wert im September 1988 im Chaosee (Du und Li, 1992)

Der gelöste Sauerstoff (DO) wird in regelmäßigen monatlichen Abständen an den Seestationen im Chaosee gemessen und kann direkt im Modell verwendet werden.

4.3.7 Biochemischer Sauerstoffbedarf

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5) ist die Menge an Sauerstoff in mg/l, den Bakterien und andere im Wasser vorhandene Mikroorganismen bei einer Temperatur von 20 °C innerhalb von fünf Tagen zum Abbau von biologisch abbaubaren organischen Stoffen verbrauchen.

Der Biochemische Sauerstoffbedarf ist ein Indikator des stickstoffhaltigen und kohlenstoffhaltigen Materials. Mit dem Parameter $CBSB_5$ wird nur der kohlenstoffhaltige Anteil des Biochemischen Sauerstoffbedarfs gemessen. Zwischen beiden Parametern besteht ein enger Zusammenhang für den jeweiligen Untersuchungsstandort. Nach Brake (1998) beobachtete an 17 Gewässerproben das Verhältnis von $CBSB_5$ zu BSB_5 . Der der kohlenstoffhaltige Anteil

des BSB_5 variierte zwischen 82% und 90%. Hier wird im Modell der in den Untersuchungen beobachtete Mittelwert von 86% verwendet, also $BSB_5 = CBSB_5 \cdot 1,16$.

Der biochemische Sauerstoffbedarf wurde in monatlichen regelmäßigen Abständen an den Seestationen im Chaosee gemessen. Da im Modell der kohlenstoffhaltige Anteil des biochemischen Sauerstoffbedarfes ($CBSB_5$) eingeht, wurden die gemessenen Daten in den $CBSB_5$ nach dem von Brake (1998) ermittelten Verhältnis umgerechnet.

Der Abbau des kohlenstoffhaltigen Anteils des Biochemischen Sauerstoffbedarfs wird nach Cole und Wells (2003) wie in Tab. 4.2 ermittelt.

4.3.8 Eisen

Eisen wird von allen lebenden Organismen benötigt, die Sauerstoff verbrauchen. Es ist ein Element in den Enzymen und verantwortlich für die Stickstoffbindung und Denitrifikation. Eisen hat Einfluss auf die Nährstoffkonzentrationen durch Adsorption und Absetzen. Die Freisetzung aus dem Sediment und das Absetzen des Eisens werden nach Cole and Wells (2003) wie in Tab. 4.2 simuliert.

Für den Chaosee wurde eine mittlere Eisenkonzentration im Jahr 2003 von 0,495 mg/l gemessen (Cao et al., 2004). Da keine weiteren Angaben vorlagen, musste auf weitere Eingaben in das Modell verzichtet werden.

4.3.9 Kohlenstoff

Kohlenstoff zählt mit Wasserstoff und Sauerstoff zu den Elementen, die ohne Limitierung vorhanden sind, und bildet einen wesentlichen Bestandteil des organischen Materials. Vom Kohlenstoff wird der anorganische Anteil (Total Inorganic Carbon: TIC) im Modell simuliert. Die Ratengleichung für den anorganischen Kohlenstoff ist in Tab. 4.2 angegeben.

Die Modellierung des Kohlendioxidaustausches mit der Atmosphäre erfolgt analog dem Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre. Die Berechnung dieses Grenzflächenaustauschkoeffizienten E_C kann bei Weihrauch (2001) nachgelesen werden. Die Sättigungskonzentration von Kohlenstoff C_{SCO_2} wird temperaturabhängig berechnet (Edmond und Gieskes, 1970 in: Chapra, 1997):

$$C_{SCO_2} = -\frac{2385,73}{T} - 0,0152642 \cdot T + 14,0184 \quad (\text{Gl. 3.35})$$

Yang et al. (2003) geben für den Kohlenstoff im Chaosee Messwerte an vier verschiedenen Punkten für das Jahr 2002 an. Hier wurde ein Gesamtkohlenstoffgehalt im Bereich von 22,3 bis 24,6 mg/l gemessen. Der organische Anteil des Kohlenstoffs lag dabei bei 8,2 bis 10,7 mg/l und der anorganische Anteil (TIC) zwischen 13,8 und 14,4 mg/l. Da dieses die einzig vorliegende Angabe über den anorganischen Kohlenstoff ist, wird im Modell ein mittlerer Wert von $TIC = 14 \text{ mg/l}$ verwendet.

4.3.10 Gelöste Stoffe

Die Gesamtmenge der gelösten Stoffe (engl. *Total Dissolved Solids*, TDS) beeinflusst die elektrische Leitfähigkeit. Über die Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit besteht die Möglichkeit, sehr schnell und mit geringem Aufwand eine Aussage über den Gesamtgehalt an gelösten Salzen – soweit diese durch die elektrolytische Dissoziation als Ionen vorliegen – zu erhalten (DVWK, 1996).

Gelöste Stoffe beeinflussen die Dichte des Wassers und die Ionenstärke. Nach Chapra (1997) kann die Ionenstärke des Wassers zum einen über die gelösten Stoffe und zum anderen über die Leitfähigkeit ermittelt werden. Damit ergibt sich also ein Zusammenhang zwischen der Leitfähigkeit κ und der Menge der gelösten Stoffe. Dieser wird bei Chapra (1997) mit

$$C_{\text{TDS}} = 0,64 \cdot \kappa \quad (\text{Gl. 3.36})$$

angegeben. Nach Yang et al. (2003) liegt das Verhältnis von Leitfähigkeit κ zu gelösten Stoffen für den Chaosee bei 2,1:1. Damit kann für den Chaosee der Zusammenhang von Leitfähigkeit und gelösten Stoffen C_{TDS} wie folgt ermittelt werden:

$$C_{\text{TDS}} = 0,476 \cdot \kappa \quad (\text{Gl. 3.37})$$

Dieser Ansatz liegt knapp unterhalb des von der WMO (1994) angegebenen Schwankungsbereiches von 0,55 – 0,70, wird aber, da keine anderen Angaben für den Chaosee vorliegen, im Modell verwendet.

Da die gelösten Feststoffe nicht gemessen wurden, wird eine Ableitung aus der Leitfähigkeit (in $\mu\text{S}/\text{cm}$) vorgenommen. Die Leitfähigkeit wird von den gelösten Feststoffen (Total Dissolved Solids, TDS) beeinflusst.

Die Leitfähigkeit wurde in monatlichen Abständen von den Seestationen im Chaosee aufgezeichnet und liegt im Mittel bei $325 \mu\text{S}/\text{cm}$. Zum Vergleich liegt die Leitfähigkeit des Meerwassers in einer Größenordnung von $50.000 \mu\text{S}/\text{cm}$. Gewässer, die für die Aufbereitung zu Trinkwasser mit natürlichen Verfahren genutzt werden sollen, dürfen einen Grenzwert von $500 \mu\text{S}/\text{cm}$ nicht überschreiten (DVWK, 1996).

4.3.11 Schwebstoffe

Schwebstoffe oder auch suspendierte Stoffe (engl. *Suspended Solids*) sind in Wasser enthaltene mineralische oder organische Feststoffe, die nicht in Lösung gehen und im Wasser schweben. An feinst verteilten mineralischen Schwebstoffe im Wasser, z.B. feinsten Kalkkristallen, wird das Streulicht reflektiert und der Zerstreuungseffekt verstärkt; dagegen geben pflanzliches Plankton und andere organische Schwebstoffe dem Gewässer eine gelb-grünliche Färbung (Schwörbel, 1999).

Schwebstoffe sind für die Gütesimulation wichtig, weil sie Einfluss auf die Dichte des Wassers, die Eindringtiefe des Lichtes und die Nährstoffverfügbarkeit haben. Die Schwebstoff-

konzentration von natürlichem Wasser hat für sehr sauberes Wasser eine Größe von unter 1 mg/l und für sehr trübes Wasser von über 100 mg/l (Chapra, 1997).

Die Ratengleichung für die anorganischen Schwebstoffe lautet:

$$C_{\text{ISS}} = \omega_{\text{ISS}} \cdot \frac{\partial C_{\text{ISS}}}{\partial z} \quad (\text{Gl. 3.38})$$

mit

C_{ISS}	Schwebstoffkonzentration (mg/l)
ω_{ISS}	Absetzgeschwindigkeit der Schwebstoffe, hier: 0,0 m/s
z	Schichtdicke, hier: 0,5 m

Durch die windinduzierte ständige Durchmischung der Wassersäule setzen sich die Schwebstoffe im Chaosee nicht ab. Aus diesem Grund wird die Absetzgeschwindigkeit der Schwebstoffe im Modell zu Null gesetzt.

Im Chaosee wurden Schwebstoffe (Suspended Solids, SS) unregelmäßigen Abständen gemessen und ins Modell eingegeben. Messlücken in den Daten der Schwebstoffkonzentrationen wurden mit dem in Kapitel 4.8 beschriebenen Verfahren mit Neuronalen Netzen geschlossen. Das dort trainierte Netz wurde verwendet, um die Schwebstoffkonzentrationen in allen sechs Zuflüssen zum Chaosee zu ermitteln.

4.3.12 Dekompositionsprodukte

Da der gelöste Sauerstoff im aquatischen Ökosystem eine wichtige Rolle spielt, müssen alle Parameter in den kinetischen Formeln berücksichtigt werden, die einen Sauerstoffbedarf haben. Dieser Sauerstoffbedarf wird häufig über den Biologischen Sauerstoffbedarf (BSB) gemessen, der die mikrobielle Atmung und die Metabolisierung verschiedener organischer und anorganischer Komponenten beinhaltet (Cole und Wells, 2003). Die Produktion wie auch die Dekomposition dieser Komponenten macht den Hauptanteil des BSB aus und wird aus diesem Grund gesondert modelliert. Eine dieser Komponenten sind gelöste organische Stoffe (engl. dissolved organic material = DOM), die aus leicht und schwer abbaubaren Bestandteilen zusammengesetzt sind. Da diese beiden Bestandteile unterschiedliche Abbauraten haben, werden sie in dieser Arbeit gesondert modelliert.

Die Zahl der in Gewässern vorkommenden organischen Stoffe ist außerordentlich groß. Ihr Ursprung ist dabei natürlich oder anthropogen bedingt. Zu den organischen Stoffen zählen Kohlenhydrate, Eiweißstoffe und Aminosäuren, sonstige organische Stickstoffverbindungen wie Harnstoff, Huminstoffe, Fett, Lipide, Tenside, Phenol, Kohlenwasserstoffe. Dabei ist zu unterscheiden, ob diese leicht oder schwer abbaubar sind (DVWK, 1996)

Die Konzentration der gelösten organischen Stoffe (DOM) im Gewässer ist rund doppelt so groß wie des partikulären organischen Materials (engl. particulate organic material = POM) einschließlich der lebenden Organismen (Steinberg und Stabel 1978, in: Schwörbel, 1999).

Der Abbau vom gelösten organischen Material (DOM) erfolgt hauptsächlich durch Bakterien und kann näherungsweise durch den Biochemischen Sauerstoffbedarf (BOD_5) beschrieben werden. Nach Cole and Wells (2003) liegt die Abbaurate K_{DOM} bei 0,05 – 0,2 1/d.

Die Ratengleichungen für die leicht abbaubaren gelösten organischen Stoffe (LDOM) und die schwer abbaubaren gelösten organischen Stoffe (RDOM) sind in Tab. 4.2 angegeben.

Das partikuläre organische Material (POM) wird nach Schwörbel (1999) vielfach als gelöster organischer Detritus bezeichnet. Auch hier wird nach leicht und schwer abbaubarem partikulären Material unterschieden.

Die Ratengleichungen für das schnell abbaubare partikuläre organische Material (LPOM) und das schwer abbaubare partikuläre organische Material (RPOM) sind in Tab. 4.2 dargestellt.

Schwer abbaubares partikuläres organisches Material sind nicht-lebende Substanzen, die sich langsam durch die Wassersäule absetzen. Diese unbelebten Schwebstoffe werden bei überwiegend organischer Zusammensetzung zum Detritus gezählt.

Wegen seiner oft erheblichen Besiedlung von Bakterien weist der Detritus zum Teil eine hohe mikrobielle Aktivität auf und kann in manchen Gewässern, vor allem in Flachseen und nach Algenblüten, die Hauptkomponente der geformten organischen Substanz bilden (Uhlmann, Horn, 2001).

Partikuläres organisches Material wird enzymatisch durch Pilze und Bakterien sowie durch die Fraßtätigkeit von Makroorganismen in gelöstes organisches Material (DOM) zerlegt. Das DOM verteilt sich zum Teil wieder in der freien Wassersäule. Das im Sediment verbleibende DOM wird in Biomasse assimiliert, respiriert und im Zuge des mikrobiellen Substratumsatzes teilweise wieder ausgeschieden (Dokulil et al., 2001).

Die Konzentrationen des organischen Materials wurden im Chaosee nicht gemessen. Diese können nach Cole und Tillman (1999) aus dem organischen Gesamtkohlenstoffgehalt (TOC) ermittelt werden. Die Einteilung des TOC in die leicht und schwer abbaubaren Anteile der gelösten organischen Stoffe und des partikulären organischen Materials (LDOM, RDOM, LPOM, RPOM) kann nach den nachfolgenden Gleichungen vorgenommen werden. Dabei wird angenommen, dass der größere Anteil des organischen Materials schwer abbaubar ist.

$$\begin{aligned} LDOM &= ((TOC - \text{algae}) \cdot 0,75) \cdot 0,30 \\ RDOM &= ((TOC - \text{algae}) \cdot 0,75) \cdot 0,70 \\ LPOM &= ((TOC - \text{algae}) \cdot 0,25) \cdot 0,30 \\ RPOM &= ((TOC - \text{algae}) \cdot 0,25) \cdot 0,70 \end{aligned} \quad (\text{Gl. 3.39})$$

Da hier über den Kohlenstoffgehalt ebenfalls keine Messungen vorlagen, wurde das leicht abbaubare organische Material (LDOM) nach Wells et al. (2004) mit folgendem Ansatz ermittelt:

$$LDOM = \frac{TP - PO_4\text{-P}}{0,005} \quad (\text{Gl. 3.40})$$

Dabei ist 0,005 der stöchiometrische Koeffizient zwischen organischem Material und Phosphor. Die anderen Anteile des Organischen Materials können dann unter Verwendung des obigen Ansatzes von Cole und Tillman ermittelt werden:

$$\begin{aligned}
 \text{LDOM} &= \left(\left(\frac{\text{TP} - \text{PO}_4\text{-P}}{0,005} \right) \cdot 0,75 \right) \cdot 0,30 \\
 \text{RDOM} &= \left(\left(\frac{\text{TP} - \text{PO}_4\text{-P}}{0,005} \right) \cdot 0,75 \right) \cdot 0,70 \\
 \text{LPOM} &= \left(\left(\frac{\text{TP} - \text{PO}_4\text{-P}}{0,005} \right) \cdot 0,25 \right) \cdot 0,30 \\
 \text{RPOM} &= \left(\left(\frac{\text{TP} - \text{PO}_4\text{-P}}{0,005} \right) \cdot 0,25 \right) \cdot 0,70
 \end{aligned}
 \tag{Gl. 3.41}$$

4.3.13 Sediment

Sediment ist die Akkumulation partikulärer Substanzen am Gewässergrund. Der Stoffhaushalt eines Gewässers wird wesentlich von den Sedimentationsbedingungen und den biogeochemischen Umsetzungen, besonders in den obersten Sedimentschichten, geprägt (Dokulil et al., 2001).

In Folge von Wind und daraus resultierenden Wellen, die die Sedimentresuspension verursachen, können anorganische Schwebstoffe resuspendiert werden. Dafür ist die kritische Reibungsgeschwindigkeit zu definieren. Die Resuspension in den Tiefenbereichen von Seen kann auftreten, wenn eine Reibungsgeschwindigkeit von 0,5 – 5 cm/s überschritten wird.

Der Einfluss des Sedimentes auf die Wasserqualität wird mit einer konstanten Rate für Freisetzung und Verbrauch von Nährstoffen und Sauerstoff berechnet. Hier findet unter anoxischen Zuständen in der darüberliegenden Wassersäule keine Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment statt.

Für die Phosphorrücklösung wird für den Chaosee eine Rücklösungsrate im Bereich von 0,11 – 0,86 mg·m⁻²·d⁻¹ angegeben (Sun, 2000). Der Mittelwert ist hier mit 0,57 mg·m⁻²·d⁻¹ hoch. Für den in der weiteren Umgebung des Chaosees liegenden Lake TaiHu werden weitaus geringere Werte vorgeschlagen, die im Bereich von 0,053 - 0,2 mg·m⁻²·d⁻¹ liegen. Vom Anhui Environmental Protection Bureau (AEPB) wird eine Phosphorrücklösung in der Höhe von 0,36 mg·m⁻²·d⁻¹ anhand früherer Beobachtungen empfohlen. Da dieser Wert innerhalb dieser Literaturdaten liegt, wurde er in das Modell übernommen.

Über die Stickstoffrücklösung (NH₄-N) wurden Untersuchungen am benachbarten Dianchi Lake durchgeführt und eine Rücklösungsrate von 0,327 – 0,420 mg/m²d ermittelt (Xu et al., 2006). Für den Chaosee wurde die obere Grenze dieses Bereiches eingesetzt.

Die Ratengleichung für die Sedimentkonzentration setzt sich aus dem abgesetzten organischem Material und den abgesetzten Algen sowie dem Abbau des Sediments zusammen und ist in Tab. 4.2 dargestellt.

Ob das Litoral als Erosionszone oder Akkumulationszone wirkt, hängt auch von der Besiedlung mit emersen oder submersen Makrophyten ab. Dabei kann auch die Hauptwindrichtung eine wichtige Steuergröße darstellen. Am Brandungsufer kommt es zum ständigen Abtransport von feinkörnigem Material in tiefere Bereiche. Das grobkörnige und nährstoffarme Substrat sowie die mechanische Belastung verhindern dort eine Ansiedlung von Makrophyten. Im Windschatten können sich dagegen Makrophytenbestände bilden, die die weitere Sedimentation und Akkumulation von feinkörnigen Sedimenten begünstigen (Dokulil et al., 2001).

4.3.14 pH-Wert und Alkalinität

Zur Kennzeichnung des neutralen, sauren oder alkalischen (basischen) Verhaltens einer Lösung dient der pH-Wert (DVWK, 1996).

pH-Wert und Karbonatarten werden unter Verwendung der Wassertemperatur, der gelösten Stoffe, der Alkalinität und der anorganischen Kohlenstoffkonzentration ermittelt. Die Berechnung wird über das Kohlensäuregleichgewicht nach Stumm und Morgan (1981, in: Cole, Wells, 2003) durchgeführt.



Dieses Gleichgewicht drückt die Quelle der Bicarbonat- und Carbonat-Ionen, der alkalischen Inhaltsstoffe und des Zerfalls von atmosphärischem Kohlendioxid im Wasser aus. Die Alkalinität (ALK), die den potentiellen Säuregehalt des Wassers angibt, setzt sich aus den basischen Kationen und sauren Anionen zusammen:

$$\begin{aligned}\text{ALK} &= [\text{basische Kationen}] - [\text{saure Anionen}] \\ &= [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{=}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]\end{aligned}\quad (\text{Gl. 3.43})$$

Das bedeutet vereinfacht, dass die Alkalinität eines Gewässers in den meisten Fällen mit der Konzentration des Hydrogenkarbonations HCO_3^- gleichzusetzen ist, da im pH-Bereich von etwa 6 – 9 die Konzentrationen von $\text{CO}_3^{=}$, OH^- und H^+ zu vernachlässigen sind. Die Alkalinität wird als konservativ angenommen.

Der Gleichgewichts-pH-Wert beschreibt den theoretischen pH-Wert von Wasser einer bestimmten Alkalinität, das sich im Gleichgewicht mit der Luftkohlendensäure befindet.

Kohlendioxid wird durch die Atmung produziert und beim Algenwachstum konsumiert. Die Hauptquelle ist der atmosphärische Austausch. Die Oberflächenbelüftung mit CO_2 aus der Atmosphäre geschieht in gleicher Weise wie beim Sauerstoff. Die Sättigungskonzentration für CO_2 ist eine Funktion der Wassertemperatur, die vom Henry'schen Gesetz über die Gasaufnahmefähigkeit der Wasserphase beeinflusst wird:

$$\text{CO}_{2\text{sat}} = K_H \cdot p\text{CO}_2 \quad (\text{Gl. 3.44})$$

mit

$\text{CO}_{2\text{sat}}$	Sättigungskonzentration für Kohlendioxid
K_H	Henry'sche Konstante $\text{mg}/(\text{l} \cdot \text{atm})$

$$K_H = M_{\text{CO}_2} \cdot 10^{\left(\frac{2385,73}{T_K} - 14,0184 + 0,0152642\right)}$$

M_{CO_2} molare Masse des Kohlendioxids, $M_{\text{CO}_2} = 44,0 \text{ mg/mol}$
 T_K Temperatur in K = $-273,15^\circ\text{C}$
 p_{CO_2} Partialdruck von CO_2 in der Atmosphäre (hier: 0,00033)

4.3.15 Temperaturkoeffizienten

Einige Raten der biologischen und chemischen Konzentrationen der vorangegangenen Kapitel sind temperaturabhängig, was durch Temperaturkoeffizienten berücksichtigt wird. Folgende Parameter berücksichtigen diese Temperaturabhängigkeit:

- Wachstum, Exkretion, Mortalität von Phytoplankton,
- Wachstum, Mortalität von Makrophyten,
- Abbauraten der gelösten und partikulären organischen Stoffe,
- Abbauraten des Sediments,
- Nitrifikationsrate,
- Denitrifikationsrate.

Die Raten werden mit Hilfe einer temperaturabhängigen Funktion modifiziert, die für die einzelne biologische und chemische Reaktion eine unterschiedliche Form aufweist. Eine maßgebende Funktion für diese Temperaturabhängigkeit ist in Abb. 4.10 dargestellt. Die Kurve zeigt, dass sich biologische Prozesse einen optimalen Temperaturbereich abspielen und sich asymmetrisch bei höheren oder niedrigeren Temperaturen abschwächen.

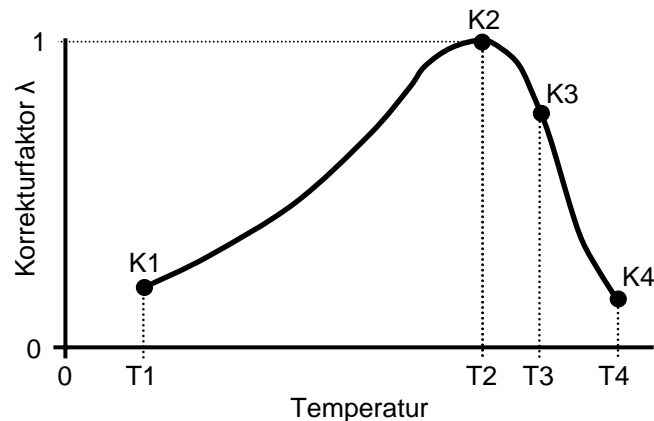


Abb. 4.10: Funktion für die temperaturabhängigen Raten

Die hier dargestellte und angewandte Korrekturfunktion ist die nach Thornton und Lessem (1978):

$$\begin{aligned}
 \lambda_T &= 0 && \text{für } T \leq T_1 \\
 \lambda_T &= \frac{K_1 \cdot e^{\gamma_2 \cdot (T - T_1)}}{1 + K_1 \cdot e^{\gamma_1 \cdot (T - T_1)} - K_1} \cdot \frac{K_4 \cdot e^{\gamma_2 \cdot (T_4 - T)}}{1 + K_4 \cdot e^{\gamma_1 \cdot (T_4 - T)} - K_4} && \text{für } T_1 < T < T_4 \quad (\text{Gl. 3.45}) \\
 \lambda_T &= 0 && \text{für } T \geq T_4
 \end{aligned}$$

Die Faktoren K_1 , K_2 , K_3 und K_4 sind die zugehörigen Korrekturfaktoren bei den jeweiligen Temperaturen. Diese sind die charakteristischen Temperaturen für die Reaktionsaktivität. Unterhalb der Minimaltemperatur T_1 erfolgt keine Reaktion. Bei der Optimaltemperatur zwischen T_2 und T_3 erfolgt die größte Reaktion mit einem Korrekturfaktor von 1. Oberhalb der Maximaltemperatur T_4 findet keine Reaktion mehr statt. Ein ausführlicher Vergleich verschiedener Modifikationsfunktionen ist bei Weihrauch (2001) dargestellt.

Die Raten der meisten Reaktionen in natürlichen Gewässern erhöhen sich mit steigender Temperatur. Eine einfache Regel besagt, dass sich eine Rate verdoppelt, wenn die Temperatur um 10°C steigt (Chapra, 1997).

4.4 Geometrie und Modellaufbau

Die Hydrodynamik des Sees mit Wasserspiegelschwankungen, Fließgeschwindigkeiten und Temperatur wird mit dem zweidimensionalen (mit x- und z-Richtung) hydrodynamischen Modell CE-QUAL-W2 (Cole, Wells, 2003) simuliert. Die darin enthaltenen Gütekomponenten umfassen gelösten Sauerstoff, Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor, Phytoplankton und organisches Material. Der Algorithmus für das Gütemodell ist modular aufgebaut und erlaubt es, zusätzliche Inhaltsstoffe bei Bedarf zu simulieren. In dieser Arbeit wird das Wachstum von Schilf als Modul neu entwickelt und von Makrophyten hinzugenommen.

Das Gewässergütemodell vom Chaosee hat einen Hauptarm mit fünf seitlichen Zuflüssen und einen Hauptzufluss vom Nanfei River (siehe Abb. 4.11). Der Hauptabfluss aus dem Chaosee durchfließt das Sperrbauwerk zum Yuxi River und mündet weiter in den Yangtze. Über dieses Sperrbauwerk wird der Wasserstand im See kontrolliert.

Geometrische Daten wurden in Form der Bathymetrie des Sees berücksichtigt, die in einer Messkampagne überarbeitet und aktualisiert wurden.

Hydrologische Daten von den Haupt- und Nebenzuflüssen in den Chaosee mit Temperaturen und Inhaltsstoffen sowie Niederschlägen, Evaporation und Abfluss aus dem See lagen in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung vor und mussten für das Modell aufbereitet werden. Die diffusen Zuflüsse wurden über die Wasserbilanz bestimmt.

Die Netzgeometrie des Modells wird durch vier Parameter bestimmt: Rasterlänge (Segmente und Abstand), Rasterhöhe (Layer), mittlere Querschnittsbreite (Segmentlänge) und Gewässergefälle (Abb. 4.11). Die Diskretisierung der Netzgeometrie erfolgt durch Einteilung in longitudinale Segmente und vertikale Schichten. Diese können jeweils in Länge und Höhe variieren. Für jede Zelle muss eine mittlere Breite bestimmt werden. Jeder Wasserkörper wird von jeweils einem inaktiven Randsegment stromaufwärts und –abwärts sowie einer inaktiven Deck- und Bodenschicht eingefasst. Die Schichthöhe ist hier konstant, wobei die Segmentlänge variiert. Die Netzgeometrie mit ihren Eigenschaften ist in Abb. 4.11 dargestellt.

Der See wird in 46 Segmente unterteilt, deren Lage den limnologischen Gegebenheiten angepasst ist. Diese Segmente werden in äquidistante Schichten mit einer Höhe von 50 cm geteilt.

Um auch den Fall höchster Wasserstände zu berücksichtigen, werden 12 Schichten an der tiefsten Stelle des Sees berücksichtigt. Für jede Modellzelle wird die mittlere Breite ermittelt.

Der See wurde im Modell in zwei Wasserkörpern simuliert: der erste Wasserkörper umfasst die westliche Seehälfte bis zur Insel MuShan Mountain in der Nähe der Seeenge beim Kloster ZhongMiao, und der zweite Wasserkörper umfasst die östliche Seehälfte bis zum Sperrbauwerk zum Yuxi-Fluss (siehe Abb. 4.11 und Abb. 4.12). Die Einteilung in die zwei Hauptwasserkörper für die östliche und westliche Seehälfte wurde anhand der Gütemesswerte im See vorgenommen. In der westlichen Seehälfte sind die Messwerte durchgehend höher als in der östlichen Seehälfte (vgl. Anhang Tab. A1 – A4).

Der Abstand der Segmente in Fließrichtung, die Wasserspiegelbreite der Segmentquerschnitte und die maximale Tiefe bei Normalwasserstand 8,3 msl sind in Tab. 4.6 angegeben.

Tab. 4.6: Abstand der Segmente, Breite und max. Tiefe der Segmentquerschnitte im Modell bei Normalwasserstand 8,3 msl

Segment Nr.	Abstand der Segmente in x-Richtung (m)	Wasserspiegelbreite (m)	maximale Tiefe (m)
Westliche Seehälfte			
1	931.50	8654.07	2.0
2	931.50	8654.07	2.0
3	905.00	12070.00	3.0
4	905.00	12070.00	3.0
5	91.00	13821.70	3.5
6	334.00	14008.54	3.5
7	442.00	14262.85	3.5
8	1191.00	14463.00	3.5
9	1217.00	14730.80	3.5
10	841.50	14661.73	3.5
11	841.50	14661.73	3.5
12	1131.00	15050.40	3.5
13	1970.00	14954.50	3.5
14	756.00	15027.42	3.5
15	756.00	15027.42	3.5
16	1292.00	11880.70	3.0
17	794.00	11650.10	3.0
18	994.00	11032.90	3.0
19	699.50	11078.53	3.0
20	699.50	11078.53	3.0
21	591.00	11078.53	3.0
22	1144.00	8059.50	3.0
Östliche Seehälfte			
23	1038.00	8059.50	3.0
24	1684.00	10036.70	3.0
25	2625.00	13732.30	3.5
26	1131.00	12342.50	3.5
27	1930.00	14704.70	3.5
28	1913.00	16266.70	3.5
29	1251.00	16796.00	3.5
30	1459.00	16207.50	3.5
31	1440.00	14133.90	3.5
32	1902.00	15193.80	3.5
33	1499.00	14983.70	3.5
34	1747.00	15935.30	3.5
35	2076.00	15502.60	4.0
36	1867.00	14096.90	4.0
37	1675.00	15048.90	4.0
38	1032.00	14281.10	4.0
39	1179.00	15333.60	4.0
40	1384.00	15363.30	4.0
41	1802.00	14989.20	4.0
42	1233.00	14115.90	3.5
43	1883.00	13039.00	3.5
44	1447.00	8023.70	3.0
45	1787.00	5561.30	3.5
46	2358.00	4023.70	4.0
47	1432.00	2536.90	4.0
48	698.00	2123.90	4.0
49	1240.00	1225.00	4.0
Summe	62170.00	601634.62	168.00
Mittel	1268.78	12278.26	3.4

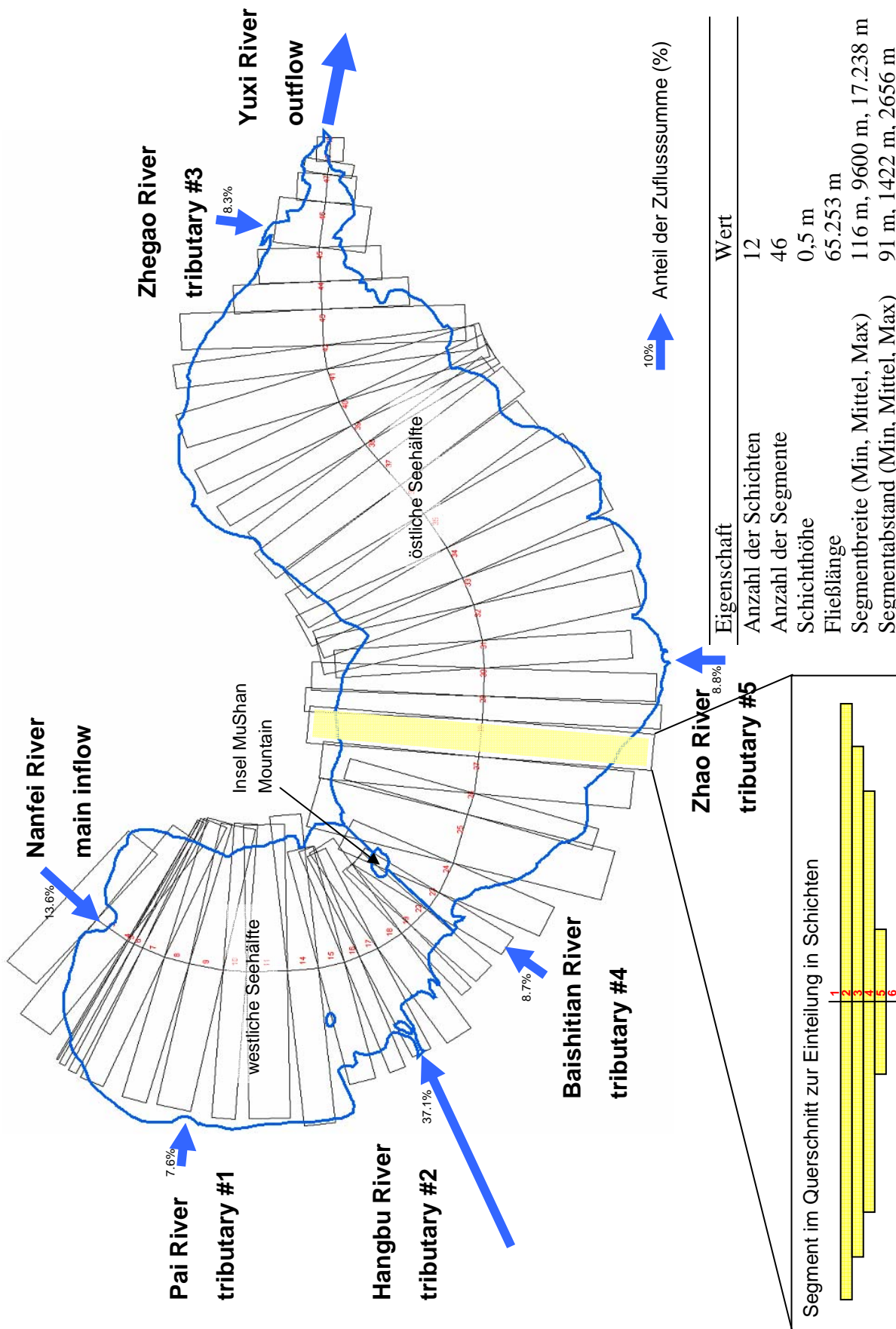


Abb. 4.11: Eigenschaften der Geometrie des Modells mit Uferlinie und Zu- und Abflüssen

4.5 Messungen im See

Es liegen Messungen der wichtigsten Gewässergüteparameter des Sees vor, die vom Environmental Protection Bureau der Provinz Anhui (AEPB) in China zur Verfügung gestellt wurden. Die Gütedaten werden in monatlichen Abständen an 12 Punkten im Chaosee gemessen. Die Lage dieser Punkte und der jeweilige Name und Nummerierung sind in Abb. 4.12 dargestellt und im Anhang in Tab. A1 – A4 aufgelistet.

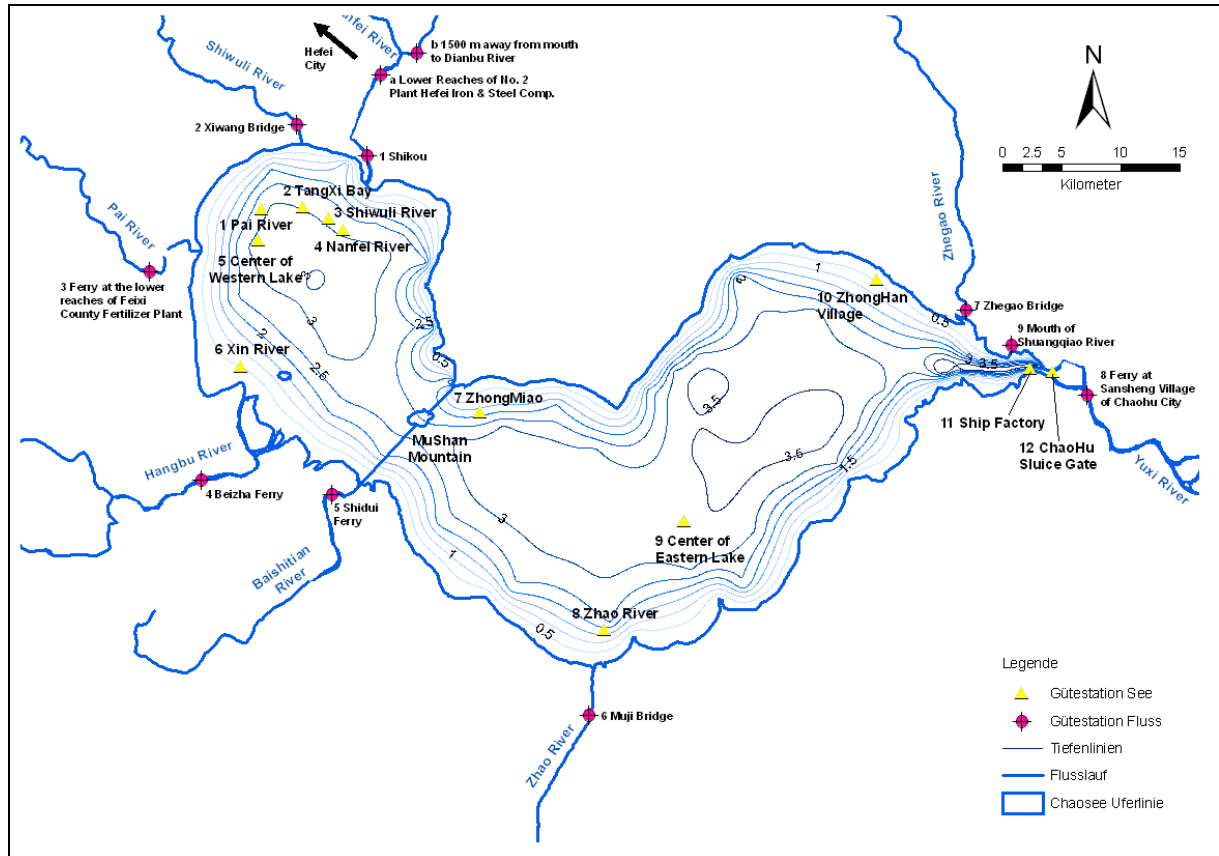


Abb. 4.12: Messstationen im und am Chaosee

Zusätzlich zu den routinemäßigen Beobachtungen im See werden an den Hauptzuflüssen zum See monatliche Messungen an neun dem See nahe gelegenen Punkten in den Flüssen durchgeführt. Diese sind in Abb. 4.12 ebenfalls dargestellt. Außerdem liegen zwei entferntere Gütestationen im Industriegebiet der Stadt Hefei flussaufwärts des Nanfei Rivers (in der Grafik mit a und b bezeichnet).

Die Koordinaten dieser Punkte und die Messungen mit Zeitpunkt der Messung und den gemessenen Wasserinhaltsstoffen sind in den Tabellen im Anhang abgelegt.

Seit April 2007 werden am Chaosee kontinuierliche Messungen mit einer zeitlichen Auflösung von 15 Minuten durchgeführt. Diese konnten in dem Modell jedoch nicht mehr berücksichtigt werden.

4.6 Startbedingungen

Als Startbedingung wurden Temperatur und Konzentrationen der wichtigsten Wasserinhaltsstoffe für jeden Wasserkörper des Sees vorgegeben. Für den Kalibrierzeitraum wurden die Startbedingungen für jeden Parameter aus Literaturdaten ermittelt oder den Mitteilungen des AEPB entnommen, sofern keine Messungen vorlagen (siehe Tab. 4.7). Für jeden der beiden Hauptwasserkörper wurden den limnologischen Bedingungen entsprechend die Startbedingungen vorgegeben.

Tab. 4.7: Startbedingungen für die wichtigsten Wasserinhaltsstoffe

Anfangskonzentrationen der Inhaltsstoffe		westl. See- hälfte (mg/l)	östl. See- hälfte (mg/l)	Quelle
Gelöste Stoffe	TDS	200	165	Messung*, Yang et al. (2003)
Schwebstoffe	SS	20	20	Messung
Orthophosphat-Phosphor	PO ₄	0,02	0,01	Guo (2005)
Ammonium-Stickstoff	NH ₄	1,00	0,40	Tu et al. (1990)
Nitrat-Stickstoff	NO ₃	1.79 (1,55)	1.08 (1,3)	Deng (2003) (AEPB)
BSB ₅	BOD	3.6	2,45	Messung
Algen / Chlorophyll- α	Alg	10	0.7	Messung
gelöster Sauerstoff	DO	10	10	Messung
anorganischer Kohlenstoff	TIC	14	14	Yang et al. (2003)
Alkalinität	ALK	30	30	AEPB

*) Messung: Mittelwert der gemessenen Werte im Monat Januar im Chaosee

4.7 Randbedingungen

Da nicht alle Daten in der vom Modell verarbeitbaren Form vorliegen, müssen für die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe Umrechnungen vorgenommen werden, um diese als Start- oder Randbedingungen nutzen zu können. Folgende Daten müssen aus anderen Messgrößen abgeleitet werden:

- Taupunkttemperatur aus Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit
- Konzentration der gelösten Feststoffe aus der Leitfähigkeit
- Orthophosphat-Phosphor aus Gesamtphosphor
- Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff aus Gesamtstickstoff
- Organisches Material

4.7.1 Meteorologische Daten

Meteorologische Daten in täglicher Auflösung der meteorologischen Station am Flughafen Hefei umfassen die tägliche Lufttemperatur, die relative Luftfeuchtigkeit, die Windrichtung

und –geschwindigkeit, den Bewölkungsgrad und die Sonnenstrahlung. Diese Daten liegen für die Jahre 2002 und 2003 vor.

Die für das Modell notwendige Taupunkttemperatur T_d , bei der die Luft wasserdampfgesättigt wäre, wird nach folgender Gleichung bestimmt:

$$T_d(\varphi, t) = \frac{241,2 \cdot \ln\left(\frac{\varphi}{100\%}\right) + \frac{4222,03716 \cdot T_a}{241,2 + T_a}}{17,5043 - \ln\left(\frac{\varphi}{100\%}\right) - \frac{17,5043 \cdot T_a}{241,2 + T_a}} \quad (\text{Gl. 3.46})$$

mit

T_d	Taupunkttemperatur (°C)
T_a	Lufttemperatur (°C)
φ	relative Luftfeuchtigkeit (%)

Die Taupunkttemperatur ist eine von der Lufttemperatur und der relativen Feuchtigkeit abgeleitete Temperatur und niedriger oder gleich der tatsächlichen Lufttemperatur. Die Taupunkttemperatur ist abhängig vom Wasserdampfgehalt der Luft und stellt daher ein Feuchtemaß dar.

Für die Wärmebilanz an der Wasseroberfläche wird im Modell die Lufttemperatur, Taupunkttemperatur, Windgeschwindigkeit und Windrichtung sowie der Bewölkungsgrad benötigt. Minimum, Maximum und Mittelwerte der gemessenen Zeitreihen sind in Tab. 4.8 angegeben.

Tab. 4.8: Meteorologische Daten der Station Hefei / Flughafen

	2002			2003		
	Minimum	Mittelwert	Maximum	Minimum	Mittelwert	Maximum
Lufttemperatur (°C)	-4,7	16,6	33,8	-3,1	16,5	35,8
Taupunkttemperatur (°C)	-10,7	12,1	28,0	-10,6	12,5	28,8
Windgeschwindigkeit (m/s)	0,8	2,8	7,5	0,6	2,61	7,6
Bewölkungsgrad (1-10)	0	5,8	10	0	5,9	10

Die Hauptwindrichtung am Chaosee ist Ost bis Ostsüdost mit teilweise auftretenden Winden aus Nord.

Der wichtigste Faktor, der die Entwicklung im Ökosystem antreibt, ist der Energiefluss, und die Hauptquelle für die Energie des Ökosystems ist die Sonnenstrahlung. Aus diesem Grund ist die Sonnenstrahlung bei der Modellierung zu berücksichtigen, sie ist ein wichtiger Faktor für den Wärmehaushalt, die Photosynthese, die Primärproduktion und die Photolyse (Jørgensen und Bendoricchio, 2001). Die Sonnenstrahlung wurde ebenfalls an der meteorologischen Station Hefei / Flughafen gemessen.

4.7.2 Zuflüsse und Abgaben – Ausgleich der Wasserbilanz

Da für den Berechnungszeitraum (2002 Kalibrierung und 2003 Validierung) keine Aufzeichnungen über Zuflussdaten vorlagen, wurde die Wasserbilanz anhand von Literaturdaten für den Zeitraum 05/1987 – 04/1988 aufgestellt. Dafür lagen monatliche Zuflüsse der größeren Flüsse, diffuse Einträge, das Niederschlagsvolumen und der Wasserstand aus einer Bilanzierung des Wasserhaushaltes vor (Tu et al., 1990, Wei et al., 1992). Die Zuflüsse der größeren Flüsse zum Chaosee wurden aus dem Niederschlag über einen Abflussbeiwert ermittelt. Der dafür benötigte Niederschlag wurde aus Messungen an vier Niederschlagsstationen am Sperrbauwerk, am Kloster ZhongMiao, den Stationen Kuiling und Tianxi am Chaosee über eine Flächenmittel ermittelt.

Die Jahreszuflusssumme zum Chaosee ergibt mit den diffusen Einträgen von $880,82 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, den Zuflüssen der sechs großen Flüsse von $5571,45 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ und dem Jahresniederschlag von $860,77 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ eine Gesamtsumme von $6432,22 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Tab. 4.9).

Die Abgaben aus dem Chaosee wurden über den Durchfluss durch das Sperrbauwerk bei Chaohu City und der Fließzeit berechnet (Wei et al., 1992). Die Summe der Abgaben beinhaltet die Abgaben aus der Schleuse in den Yuxi-Fluss, die Entnahmemengen der Industrie und für die Landwirtschaft und die Verdunstung. Die Verdunstung wurde aus Luftfeuchtigkeit, Temperatur und Windgeschwindigkeit ermittelt.

Abgaben und Entnahmen aus dem Chaosee setzen sich zusammen aus dem Abfluss über das Sperrwerk bei Chaohu City mit einer Abflussmenge von $5657,32 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, den Entnahmen für die Industrie mit $462,41 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, der Bewässerung für die Landwirtschaft $637,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ und der Verdunstung von $663,83 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Tab. 4.9). Das ergibt eine jährliche Abgabesumme von $7420,56 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Somit wird mehr Wasser aus dem Chaosee entnommen, als ihm zufließt. Das Defizit am Ende des Bilanzierungszeitraums 05/1987 – 04/1988 liegt bei $988,34 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (vgl. Abb. 4.13 und Tab. 4.9).

Während der Kalibrierung der Wasserbilanz wurden kleinere Anpassungen an den Zuflüssen vorgenommen, um den Wasserstand im See nachzubilden zu können und dieses Defizit auszugleichen. Es wurden die Zuflüsse so angepasst, dass die Wasserbilanz am Jahresende ausgeglichen ist und kein Defizit der Summenlinien entsteht. Diese korrigierten Zuflüsse können in der Bilanz den diffusen Zuflüssen zugeordnet werden. In Abb. 4.13 sind die Zuflusssummenlinie mit und ohne Korrektur, die Abgabensummenlinie und die Ganglinie der Füllung und Entleerung des Chaosees dargestellt.

Die zu dieser Wasserbilanz zugehörigen Nährstoffkonzentrationen entsprechen denen der heutigen Zeit. Im Anhang in Tab. A5 sind die statistischen Eigenschaften der wichtigsten Gewässergüteparameter für den Zeitraum 1999 – 2005 angegeben. Darin liegt die mittlere Gesamtposphorkonzentration bei $0,293 \text{ mg/l}$. In Tab. 3.1 wurde für den Bilanzierungszeitraum 1987/88 eine Gesamtposphorkonzentration von $0,204 \text{ mg/l}$ genannt. Die Gesamtstickstoffkonzentration liegt für den früheren Zeitraum bei $2,3 \text{ mg/l}$ und in neuerer Zeit bei $3,29 \text{ mg/l}$. Die Nährstoffkonzentrationen von vor 20 Jahren sind also mit denen der heutigen Zeit vergleichbar.

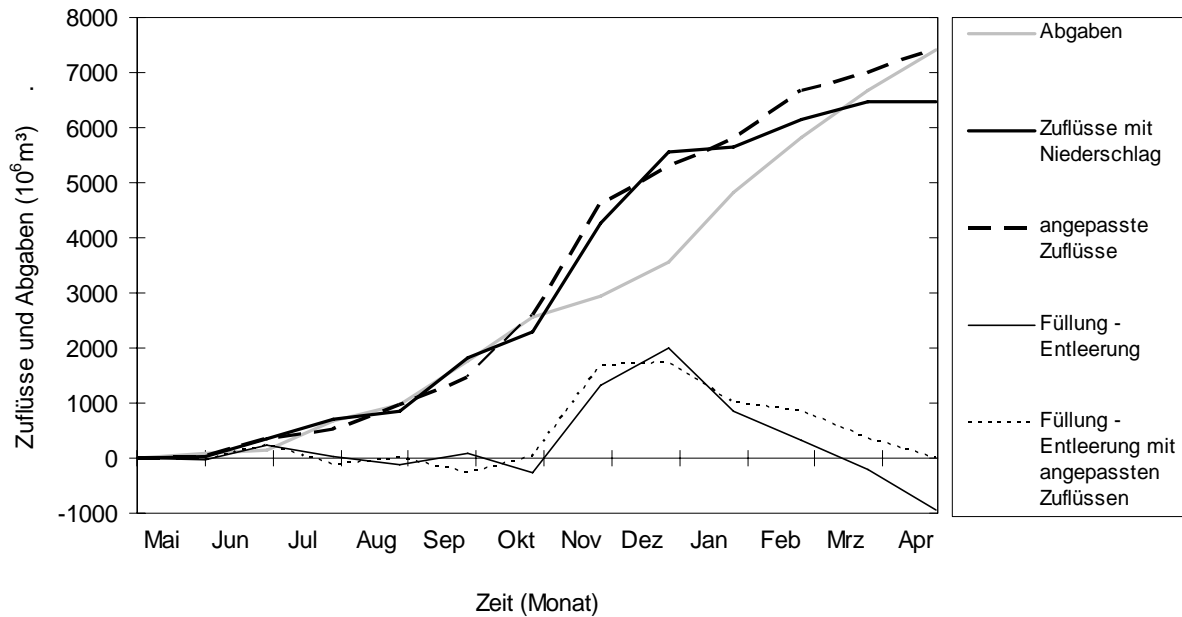


Abb. 4.13: Wasserbilanz und Anpassung der Wasserbilanz des Chaosees für das Jahr 1987 / 88 nach (nach Wei et al., 1992)

Die für diese Wasserbilanz verwendeten Zuflüsse, Abgaben und Entnahmen, Niederschlag auf der Seefläche und Speicherkennlinien sind in Tab. 4.9 angegeben.

4.7.3 Temperatur und Wasserinhaltsstoffe in den Zuflüssen

Die Temperaturen in den Zuflüssen zum Chaosee werden einmal im Monat gemessen. Hier lagen Daten für die Jahre 2002 und 2003 an sechs Zuflussquerschnitten sowie dem Abfluss aus dem See am Sperrwerk vor.

Da in den Hauptzuflüssen nicht alle Wasserinhaltsstoffe regelmäßig gemessen wurden, musste hier auf die Messungen der nahe gelegenen Stationen im See zurückgegriffen werden. In den Zuflüssen wurden die nachfolgenden Parameter gemessen: pH-Wert, gelöster Sauerstoff, CSB, BSB₅, Gesamtphosphor (TP), Gesamtstickstoff (TN), Ammoniak-Stickstoff (NH₃-N) als Summenparameter für Ammonium-Stickstoff und Ammoniak-Stickstoff, Öl, Leitfähigkeit und einige Schwermetalle. Für das Gütemodell wichtige Parameter wie die Algenkonzentration, Orthophosphat und Nitrat fehlen hier und teilweise auch in den Messungen im See. Fehlende Parameter wurden aus Literaturangaben, wie in Kapitel 4.3 beschrieben, oder mit einem Neuronalen Netz (Kapitel 4.8) ermittelt und in das Modell übernommen.

Tab. 4.9: Wasserbilanz und Speicherkennlinien des Chaosees (Tu et al., 1990)

	1987								1988				
Monat	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	Summe
Zuflüsse in den Chaosee (10 ⁶ m ³)													
Hangbu River	301.43	193.85	569.16	371.87	60.58	139.93	130.58	18.84	10.51	86.12	123.26	59.85	2065.98
Nanfei River	89.91	39.7	279.19	150.76	2.12	79.84	40.32	0.3	4.47	37.28	25.98	14.14	764.01
Pai River	82.10	25.60	113.40	115.60	1.13	34.10	18.20	0	2.10	17.45	9.03	5.36	424.07
Zhegao River	52.50	18.90	187.30	124.60	1.15	30.90	13.10	0	1.95	16.30	9.93	4.85	461.48
Baishishan River	96.90	30.50	129.80	113.30	4.45	55.60	7.90	0	3.96	19.80	13.86	6.34	482.41
Zhao River	121.58	21.42	158.50	116.17	-11.98	-13.00	7.83	3.34	-3.23	13.59	69.75	8.71	492.68
Diffuse Zuflüsse	130.71	64.38	268.23	184.36	14.64	71.21	43.89	3.90	4.88	37.07	38.04	19.51	880.82
Summe	875.13	394.35	1705.6	1176.7	72.09	398.58	261.82	26.38	24.64	227.61	289.85	118.76	5571.45
Abgaben und Entnahmen aus dem Chaosee (10 ⁶ m ³)													
Abfluss	623.72	519.80	142.81	476.09	981.16	785.12	762.83	682.30	12.86	0	460.68	209.95	5657.32
Industrie	38.30	38.98	35.13	36.34	41.55	43.30	44.45	47.25	36.75	26.86	39.71	33.79	462.41
Landwirtschaft	32.50	175.50	130.00	19.50	149.50	130.00	0	0	0	0	0	0	637
Verdunstung	80.90	81.46	64.17	89.21	76.36	53.76	34.18	28.25	25.53	32.02	36.03	61.96	663.83
Summe	775.42	815.74	372.11	621.14	1248.6	1012.2	841.46	757.8	75.14	58.88	536.42	305.7	7420.56
Niederschlag auf den Chaosee													
Niederschlags- höhe (mm/d)	5.47	8.10	7.59	11.79	2.96	10.37	7.46	0	2.79	0.66	6.76	4.46	
Niederschlags- volumen (10 ⁶ m ³)	105.14	54.72	256.39	132.87	10.31	89.74	45.73	0	14.10	71.16	56.55	24.06	860.77
Speicherkennlinien des Chaosees													
Wasserstand (m)	8.09	8.25	8.53	10.14	10.09	9.11	8.81	8.09	7.69	7.69	7.99	7.78	
Staufläche (km²)	754	758	762	777	776	769	766	754	742	742	750	745	
Stauvolumen (10 ⁶ m ³)	17.2	19.2	21.4	33.7	33.4	25.9	23.5	17.2	14.8	14.8	17.2	15.7	

4.8 Schließen von Datenlücken mit Neuronalen Netzen

Wesentliche Gewässergüteparameter können mit einem Neuronalen Netz nachgebildet werden (Olden, 2000), um damit die Datengrundlage für die Kalibrierung und Validierung von Gewässergütemodellen zu verbessern.

Recknagel (1997) machte Untersuchungen, in denen er elf die Gewässergüte bestimmende Parameter dem Neuronalen Netz als Eingabe zur Verfügung stellte und daraus das Wachstum von fünf Algenarten ermittelte. Damit konnte das Wachstum dieser Blau- und Grünalgen eines Sees in Japan nachgebildet werden. In einem nächsten Schritt kann ein solches Modell für die Vorhersage und Kontrolle der schädlichen Algenblüte entwickelt werden. Jeong et al. (2001) wandten die neuronalen Netze zur Modellierung des Algenwachstums auf einen eingestauten Fluss in der Monsunregion Südkoreas an. Das neuronale Netz kann auch hier den vom Niederschlag abhängigen jahreszeitlichen Verlauf der Chlorophyll- α -Konzentration nachbilden. Hierbei konnte mit einer Sensitivitätsanalyse gezeigt werden, welche Parameter Einfluss auf die Chlorophyll- α -Konzentration haben. In diesem Fall hatte die Verdunstung den höchsten Einfluss auf die Entwicklung der Chlorophyll- α -Konzentration.

Ein Vergleich der Vorhersagen mit den neuronalen Netzen und denen eines Modells auf der Grundlage von Differentialgleichungen von Walter et al. (2001) zeigte, dass das neuronale Netz eher für kurzfristige Vorhersagen von bis zu sieben Tagen geeignet ist, während das deterministische Modell saisonale oder jährliche Trends besser wiedergibt. Die Modellierung mit Neuronalen Netzen bietet die Möglichkeit, frühzeitig ein starkes Algenwachstum zu erkennen, so dass ein Einsatz in einem Frühwarnsystem in Betracht kommen kann. Das auf Differentialgleichungen basierende Gütemodell hingegen liefert Ergebnisse von Szenarien, die keine Lerndatensätze erfordern und damit zur strategischen Kontrolle der Eutrophierung genutzt werden können. Insofern ist ein Einsatz von beiden Modellen ergänzend und sinnvoll, wenn gezielte Vorhersagen für die langfristige Planung und aktuelle Bewirtschaftung eines Sees benötigt werden.

Am Beispiel der Anwendung von Neuronalen Netzen zur Modellierung und Vorhersage des Algenwachstums wird das neuronale Netz an limnologischen Zeitreihen trainiert und validiert (Abb. 4.14). Die sich daraus ergebenden Vorhersagen der zeitlichen Abfolge und der Menge der Algenarten setzt voraus, dass das neuronale Netz die Komplexität und Nichtlinearität dieser aquatischen Nahrungsketten nachbilden kann. Diese Komplexität wird, wie in der Untersuchung von (Bittner und Maniak, 2004) bereits dargelegt, von den neuronalen Netzen in ihrer initialisierten Topologie berücksichtigt.

Ein Beispiel für ein Neuronales Netz zur Bestimmung der Chlorophyll- α -Konzentration wurde von Karul et al. (1999) entwickelt. Dieses ist in der nachfolgenden Abbildung dargestellt.

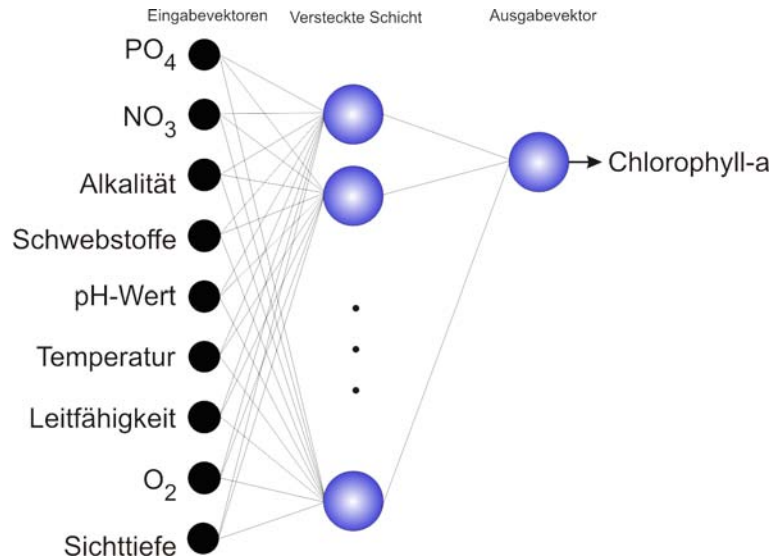


Abb. 4.14: Neuronales Netz zur Bestimmung der Chlorophyll- α -Konzentration aus mehreren Gewässergüteparametern (Karul et al., 1999, verändert)

Ein Neuronales Netzwerk mit einer versteckten Schicht wurde von Baruah et al. (2000) trainiert, um eine Übertragungsfunktion zwischen Chlorophyll- α -, Sediment-Konzentration und der Reflexion der Strahlung zu ermitteln. Eingabedaten in das Netzwerk war die Strahlung über die gesamte Seefläche, und Ausgaben sind die Konzentrationen von Chlorophyll- α und Schwebstoffen. Dieses trainierte und validierte Modell wurde eingesetzt, um die flächenhafte Ausbreitung der Chlorophyll- α - und Sediment-Konzentration im See zu bestimmen. Das hier trainierte Neuronale Netz hatte eine größere Genauigkeit als eine multiple Regressionsanalyse. Im Fall der Chlorophyll- α -Konzentration lag der Fehler des Netzes bei einem quadratischen Mittelwert (RMS = root mean square) $\text{RMS} = 8,29 \mu\text{g/l}$ und für die multiple Regressionsanalyse bei $\text{RMS} = 26,49 \mu\text{g/l}$. Für die Schwebstoffe hatte das Neuronale Netz eine mittlere Fehlerabweichung von $\text{RMS} = 2,41 \text{ mg/l}$ und die multiple Regressionsanalyse einen Fehler von $\text{RMS} = 4,33 \text{ mg/l}$. Das neuronale Netz konnte die lokalen Maxima der Chlorophyll- α -Konzentration jedoch nicht genau nachbilden. (Baruah et al., 2000).

Jeong et al. (2003) erstellten ein Netzwerk für das dynamische Verhalten der Blaualge *Microcystis aeruginosa* und der Kieselalge *Stephanodiscus hantzschii* im südkoreanischen Nakdong River. Der Aufbau dieses Modells war mit vielen Eingangsparametern sehr komplex. Verwendete Parameter waren hier Strahlung, Niederschlag, Abfluss, Evaporation, Wassertemperatur, Sichttiefe, Trübung, pH-Wert, gelöster Sauerstoff, Nitrat- und Ammoniak-Stickstoff, Phosphor, Silizium sowie drei Zooplanktonarten. Das Netzwerk mit der besten Vorhersage wurde mit Eingangsdaten aus vier zurückliegenden Tagen erhalten. Die zeitliche Anpassung einer Spitze des Biovolumens wurde für beide Algenarten erreicht, wobei die Spitze der Blaualge etwas zu hoch und der Kieselalge etwas zu niedrig ermittelt wurde.

Über die Modellierung von Schwebstoffen mit Neuronalen Netzen berichten Bowers und Shedrow (2000). Um die punktuellen und diffusen Quellen des Abflusses von gelösten Feststoffen und Schwebstoffen zu bestimmen, stellten sie zur Bestimmung der Wasserqualität ein Neuronales Netz auf. Eingabedaten waren hierbei der Niederschlag, Abflussmengen und die

Trübung des Wassers, um daraus die Schwebstoffkonzentration im Fließgewässer zu bestimmen. Bei diesen Untersuchungen konnte zwischen gerechneten und beobachteten Daten ein sehr enger Zusammenhang hergestellt werden. Mit unterschiedlich variierten Netzen konnten Korrelationskoeffizienten von 0,9 ermittelt werden.

Für das aufzustellende Modell wird eine Vielzahl von Eingangsdaten benötigt, wie z.B. Temperatur, Sauerstoff, Nährstoffe, Schwebstoffe. Hier liegen die Schwebstoffe nur in geringem Umfang vor, so dass ein Neuronales Netz zum Schließen dieser Datenlücken aufgestellt wird.

Ein Teil des Phosphors wird über den schwebstoffgebundenen Transport in den See eingeleitet. Dieser Zusammenhang zwischen Phosphor und Schwebstoffen wird hier angewandt, um daran ein Neuronales Netz zu trainieren. Es liegen Datenreihen der Konzentrationen von Gesamtposphor, Chlorophyll- α und Schwebstoffen für drei Jahre in monatlicher Auflösung vor. An den ersten zwei Jahren wird das Neuronale Netz trainiert und für eine Berechnung für das dritte Jahr eingesetzt.

Für das Trainieren wird die Anzahl der Neuronen, die Übertragungsfunktion der Neuronen und die Anzahl der Trainingsperioden vorgegeben. Hier wurde ein Netzwerk mit einer verborgenen Schicht, 20 Neuronen und einer tangens-sigmoiden Übertragungsfunktion (Wertebereich [0 1]) initialisiert. Dieses Netz wurde mit 2000 Wiederholungen an gemessenen Phosphor- und Chlorophyll- α -Konzentrationen als Input sowie gemessenen Schwebstoffkonzentrationen als Output trainiert. Das Neuronale Netz wird an Messungen aller Stationen im See trainiert. Zum Testen wird dann dem Netz die Chlorophyll- α und Phosphorkonzentration der zu ermittelnden Station an einem Zufluss zum See eingegeben und die Ausgabe mit Beobachtungen an diesem Punkt gegenübergestellt. In der nachfolgenden Abbildung ist dazu das Ergebnis des Trainings an den Messwerten von zwei Jahren dargestellt.

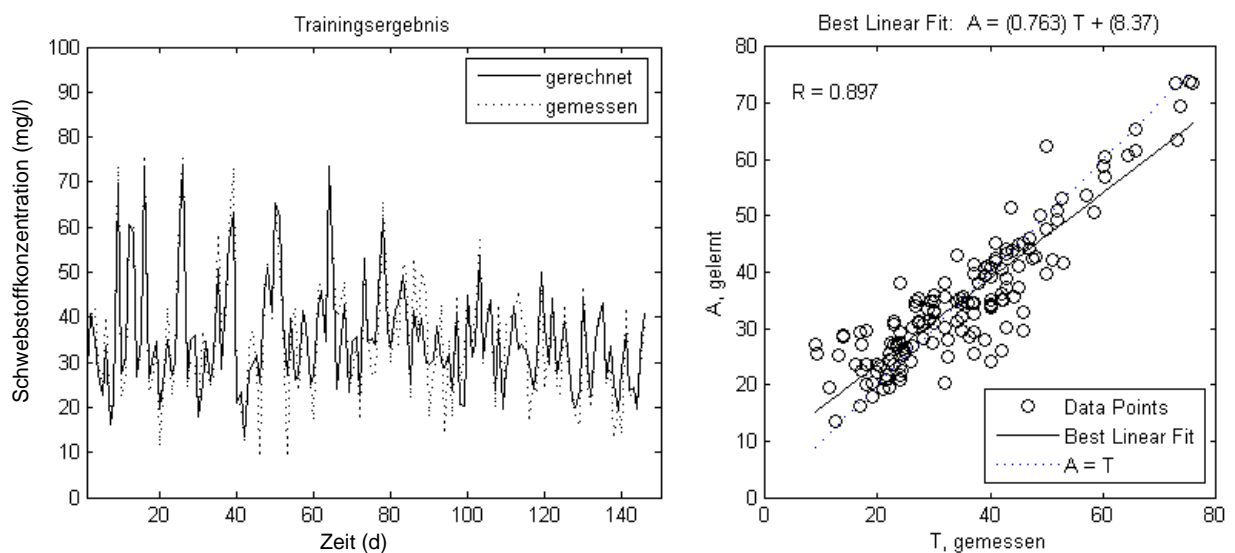


Abb. 4.15: Ergebnis des Trainings des Neuronalen Netzes, links: gerechneter und gemessener Trainingsdatensatz, rechts: Anpassung der Simulation

Der Trainingsdatensatz konnte mit sehr gutem Ergebnis nachgebildet werden. Der Zusammenhang zwischen Trainingsdatensatz und Messwerten liegt hier bei 0,897. Das Neuronale

Netz hat den Trainingsdatensatz gut erlernt und ist damit in der Lage, dieses Muster nachzubilden.

Auf die Trainingsphase folgt die Testphase des Neuronalen Netzes. In Abb. 4.16 sind die Ergebnisse der Testphase für drei verschiedene Testdatensätze dargestellt. Hier wurden Testdatensätze an drei verschiedenen Punkten im Chaosee ausgewählt. Der erste am nordwestlichen Ufer des Sees an der Mündung des Pai Rivers, der zweite in der Mitte der westlichen Seehälfte und der dritte in der Mitte der östlichen Seehälfte (vgl. auch Abb. 4.12).

Die linke Seite in Abb. 4.16 zeigt jeweils das Ergebnis der Testphase des Neuronalen Netzes an drei Punkten des Chaosees mit Darstellung der berechneten und beobachteten Werte und die rechte Seite die dafür ermittelte lineare Regression mit Korrelationskoeffizienten und Regressionsgleichung. Bei den Ergebnissen der Testphase (Abb. 4.16) liegen alle Korrelationskoeffizienten zwischen 0,6 und 0,7. Auch für die Testphase besteht hier ein guter Zusammenhang.

Nachfolgend erfolgt ein Vergleich der Anpassung von beobachteten und trainierten Daten in der Trainingsphase und in der Testphase in Abhängigkeit der Neuronenzahl in der versteckten Schicht des Netzes.

Die Güte der Ergebnisse des Trainingsdatensatzes hängt von der Komplexität des aufgebauten Netzwerkes ab. Mit steigender Neuronenanzahl im Netz steigt die Güte der Anpassung der Trainingsdaten. In Abb. 4.17 ist dieser Zusammenhang dargestellt. Hier sind die Regressionskoeffizienten einer linearen Korrelation aufgetragen. Auf der Abszisse sind die Korrelationskoeffizienten der Ergebnisse des Testdatensatzes und auf der Ordinate der Korrelationskoeffizient der Ergebnisse des jeweiligen Trainingsdatensatzes aufgetragen.

In Abb. 4.17 wird deutlich, dass sich mit steigender Anzahl der Neuronen die Anpassung des Trainingsdatensatzes immer weiter verbessert und mit ≥ 50 Neuronen die beste Anpassung erreicht hat. Das Neuronale Netz kann nun den Trainingsdatensatz mit einem sehr engen Zusammenhang nachbilden. Bekommt das trainierte Netz nun einen neuen unbekannten Testdatensatz, ist es jedoch nicht mehr in der Lage, diesen hinreichend genau nachzubilden. Hier werden nur Korrelationskoeffizienten zwischen gelernten und vorgegebenen Werten von $\leq 0,5$ erreicht. Diesen Zustand des Neuronalen Netzes nennt man „overfitting“ (Hagan et al., 1996, Demuth und Beale, 2001). Das Netzwerk hat den Trainingsdatensatz sehr genau erlernt, dabei aber die Fähigkeit verloren, ein von diesen Trainingsdaten leicht abweichendes Muster zu bewerten. Es passt sich exakt dem Trainingsmuster an, ist aber nicht in der Lage, eine allgemeingültige Funktion daraus zu entwickeln. Die Fähigkeit zu generalisieren wurde beim Training nicht erreicht.

Die beste Anpassung in der Testphase wird mit 20 Neuronen erreicht. Der Trainingsdatensatz wird hier hinreichend genau nachgebildet. Die Korrelationskoeffizienten liegen in Abb. 4.17 bei 0,8, und der neu eingegebene Testdatensatz erreicht ebenfalls Anpassungen mit Korrelationskoeffizienten zwischen 0,6 und 0,8.

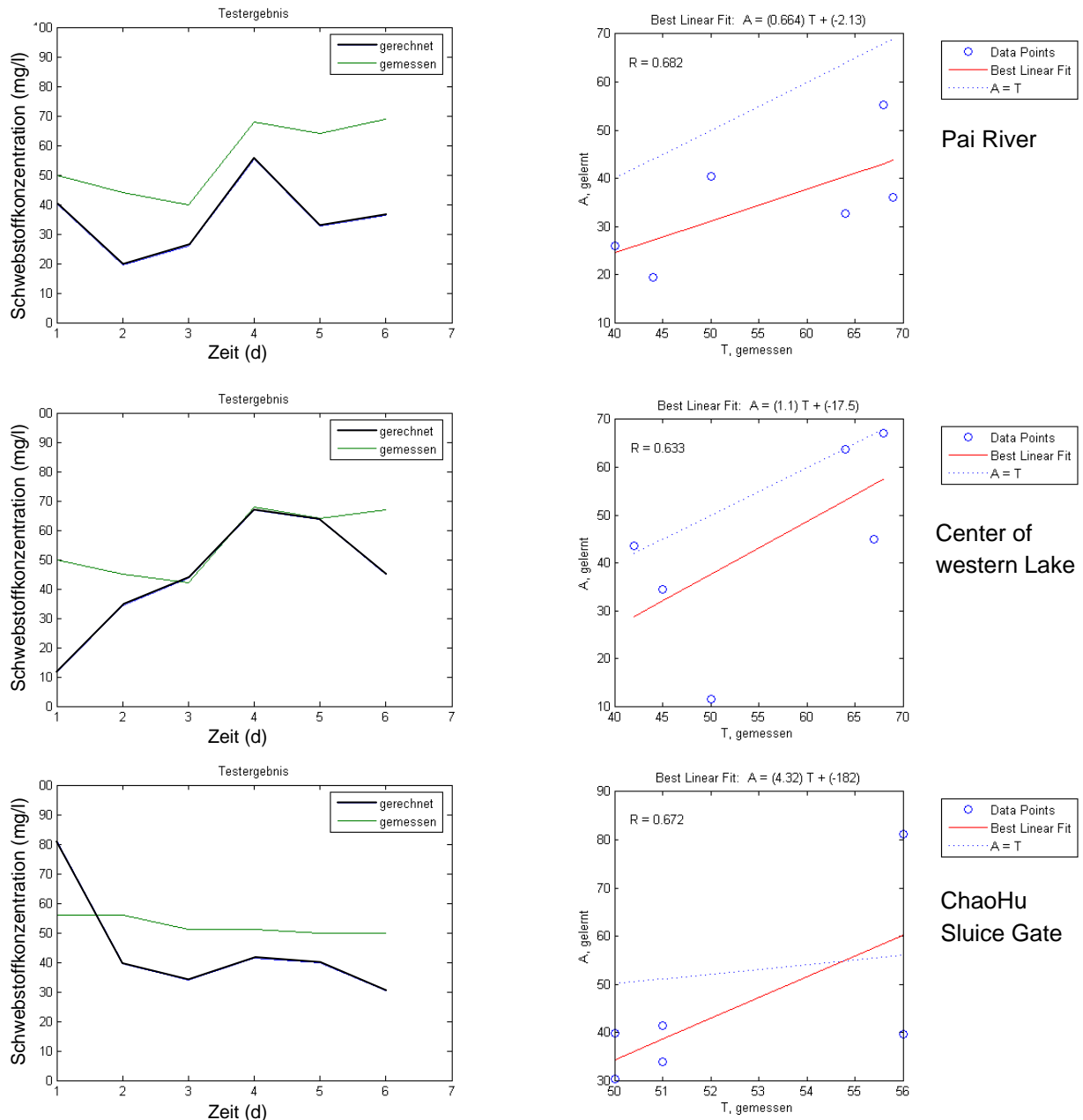


Abb. 4.16: Ergebnisse der Testphase des trainierten Neuronalen Netzes an drei verschiedenen Testdatensätzen: Pai River, Center of western Lake und ChaoHu Sluice Gate.

Gibt man dem Neuronalen Netz jedoch zu wenig Neuronen zum Trainieren, ist es weder in der Lage, den Trainingsdatensatz zu erlernen, noch den Testdatensatz nachzubilden. Hier ist die Netzwerkarchitektur zu klein, und es gibt nicht ausreichend Freiheitsgrade, um das Trainingsmuster korrekt zu lernen.

Dieser Zusammenhang zwischen den Freiheitsgraden des Netzwerkes und dem Trainings- und Testdatensatz ist in Abb. 4.17 in einer Funktion dritten Grades dargestellt. Mit dieser Funktion kann wiederum die optimale Anzahl an Neuronen über die Korrelationskoeffizienten von Trainingsdatensatz und Testdatensatz in einem Netzwerk abgeleitet werden.

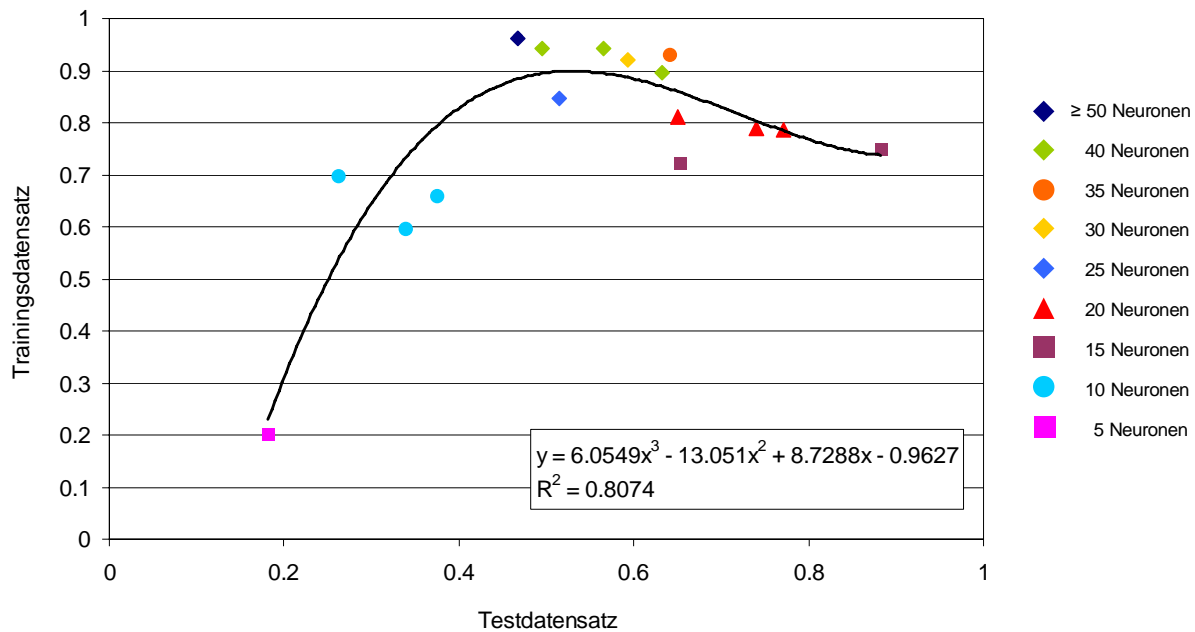


Abb. 4.17: Gegenüberstellung der Korrelationskoeffizienten von Trainings- und Testdatensatz in Abhängigkeit der Komplexität des Netzwerkes, hier: Anzahl der Neuronen

Um die Ergebnisse des Neuronalen Netzes noch weiter zu verbessern, sollten diesem weitere Trainingsmuster zur Verfügung gestellt werden. Dafür werden weitere Eingangsdaten benötigt. Denkbar wären hierbei längere Zeitreihen der gemessenen Eingangsdaten oder eine Erweiterung des Neuronalen Netzes mit neuen Eingangsdaten wie eine hinreichend lange Zeitreihe der Sichttiefe.

4.9 Kalibrierung

Die Kalibrierung ist ein iterativer Prozess, in dessen Verlauf Koeffizienten angepasst werden bis eine adäquate Anpassung von beobachteten und berechneten Daten erzielt wurde. Auf Grundlage von Modellgleichungen, Annahmen und Eingabedaten ist zu bestimmen, wann das Modell sinnvolle Ergebnisse und eine adäquate Anpassung an beobachtete Daten ermittelt. Während der Kalibrierung ist zu berücksichtigen, dass ein Modell unzureichende Ergebnisse für eine gegebene zeitliche und räumliche Auflösung geben kann, aber eine andere zeitliche oder räumliche Skala die Dynamik des Ökosystems sinnvoll und brauchbar widerspiegeln kann.

Die Kalibrierung wird an Messwerten des Jahres 2002 durchgeführt, indem Koeffizienten angepasst werden, um die besten Ergebnisse zu erzeugen. In einem nächsten Schritt wird dann die Verifikation des Modells in der Validierung durchgeführt und an weiteren Messwerten das Ergebnis des kalibrierten Modells überprüft.

Eine erfolgreiche Modellanwendung benötigt die Kalibrierung des Modells an gemessenen Gewässergütedaten. Für die Kalibrierung wurde das Jahr 2002 gewählt.

Kalibriert wurde das Modell an den nachfolgend gemessenen Daten:

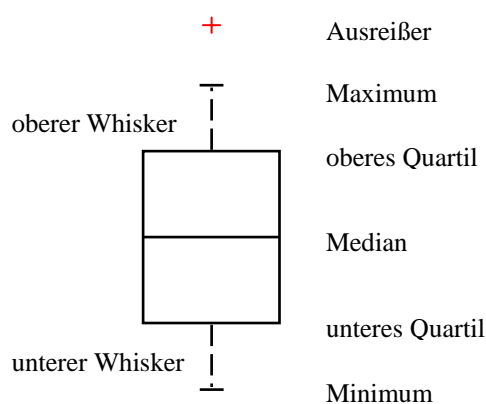
- Wasserstand,
- Wassertemperatur,
- gelöster Sauerstoff (DO),
- Gesamtphosphor (TP),
- Gesamtstickstoff (TN),
- Chlorophyll- α ,
- biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅),
- Schwebstoffe,
- pH-Wert,

und zusätzlich an

- Ammonium (NH₄, berechnet aus NH₃-N),
- Gelöste Feststoffe (abgeleitet aus der Leitfähigkeit).

Aufgrund der unvollständigen Datenlage muss auf die Daten der den Zuflüssen nahe gelegenen Seestationen zurückgegriffen werden. Hier wurden für das Modell wichtige Parameter wie Schwebstoffe, Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und Chlorophyll- α gemessen.

Graphische Vergleiche zwischen simulierten und gemessenen Daten werden dargestellt, um die Modellanpassung zu überprüfen. Aufgrund der wenigen Messwerte wurden die Ergebnisse mit Box-Whisker-Plots dargestellt.



Der Box-Whisker-Plot (Abb. 4.18) ist ein Diagramm, das zur graphischen Darstellung einer Reihe numerischer Daten verwendet werden kann. Es lassen sich Lage, Streuung und Schiefe von Messwerten ablesen. Statistische Parameter wie Median, Quartile und Extremwerte (Minimum und Maximum) sind ebenfalls dargestellt.

Abb. 4.18: Box-Whisker-Plot

4.9.1 Wasserstand

Der Wasserspiegel im Chaosee wird durch einen Anstieg um 2,45 m im Sommer charakterisiert (Abb. 4.19). Der höchste Wasserstand im See wird nach Tu et al., (1999) im Juli mit 10,14 m erreicht und bleibt im August erhalten, bis der Wasserstand bis zu den Wintermonaten wieder um mehr als zwei Meter absinkt. Die durch das Modell bestimmten Wasserstände entsprechen den Werten, die der Literatur entnommen wurden (vgl. Kapitel 4.7.2).

Eine Messung des Wasserstandes vom AEPB aus dem Jahr 2003 liegt in den Frühjahrs- und Sommermonaten über dem Wasserstand im Modell. Der Wasserstand im langjährigen Mittel seit dem Schleusenbau 1961 ist in den Frühjahrsmonaten etwas über dem Wasserstand im

Modell, liegt in den Sommermonaten jedoch weit unterhalb. Das Maximum der langjährigen Mittelwerte des Wasserstandes liegt bei 9,50 m. Mit dem Wasserstand im Modell wird also ein Mittelwert zwischen beiden aufgezeichneten Datenreihen gewählt.

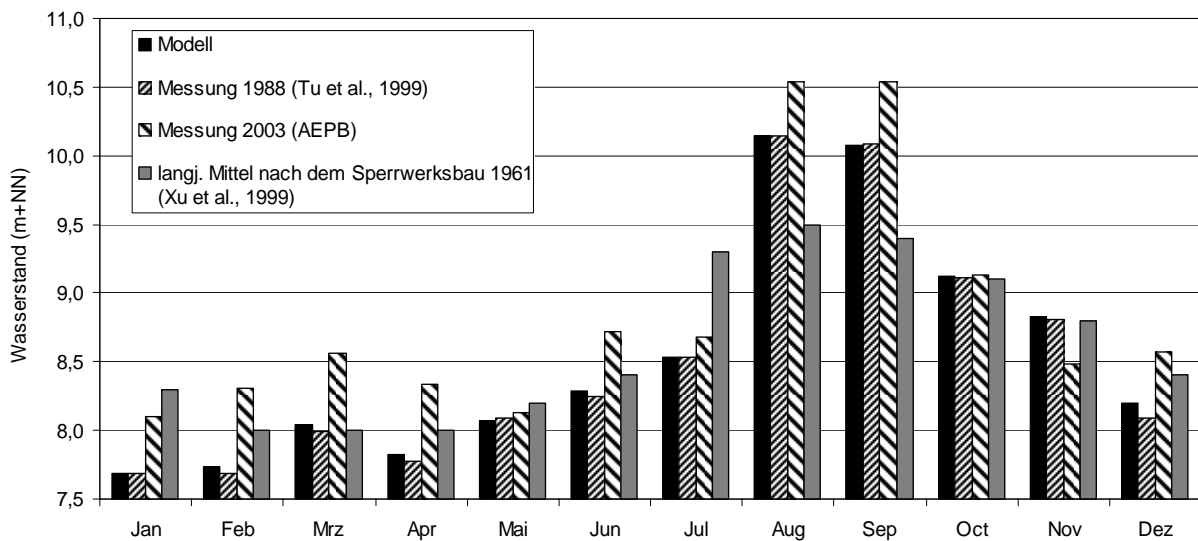


Abb. 4.19: Vergleich des Wasserstandes im Modell, der Messung von 1988 (Tu et al., 1992), der Messung von 2003 (AEPB) und dem langjährigen Mittel nach dem Bau des Sperrwerkes

Der Zusammenhang zwischen dem kalibrierten Wasserstand im Modell und der Messung nach Tu et al. (1992) liegt bei $R^2 = 0,9986$. Der Wasserstand im Modell weicht damit zu keinem Zeitpunkt um mehr als 4 cm vom gemessenen Wasserstand im Chaosee ab.

4.9.2 Temperatur

Die Temperatur wird in Tageswerten aus dem Modell ausgegeben. Die Temperatursausgabe aus dem Modell Ce-Qual-W2 wird über die Länge, Höhe und Breite einer Modellzelle gemittelt. Gemessene Daten stellen jedoch einen Beobachtungswert an einem bestimmten Punkt im See dar. Außerdem werden in einem Modell meteorologische Daten einer Station, hier am Flughafen in Hefei, 8,5 km vom See entfernt, für den gesamten See angewendet. Ein dritter zu berücksichtigender Aspekt sind die berechneten Temperaturen, die abhängig sind von großen täglichen Variationen, die sich bei raschen Zuflüssen oder Abflüssen oder meteorologischen Inputs ständig ändern.

Gemessene und errechnete Temperaturangablinien für den westlichen und östlichen Teil des Sees sind in der nachfolgenden Abbildung (Abb. 4.20) dargestellt. Dabei werden für den jeweiligen Teil des Sees die Ausgaben aller Segmente gemittelt und mit den Box-Whisker-Plots der jeweiligen Seehälfte verglichen. In der östlichen Seehälfte wurde die Temperatur in diesem Jahr nur alle zwei Monate gemessen.

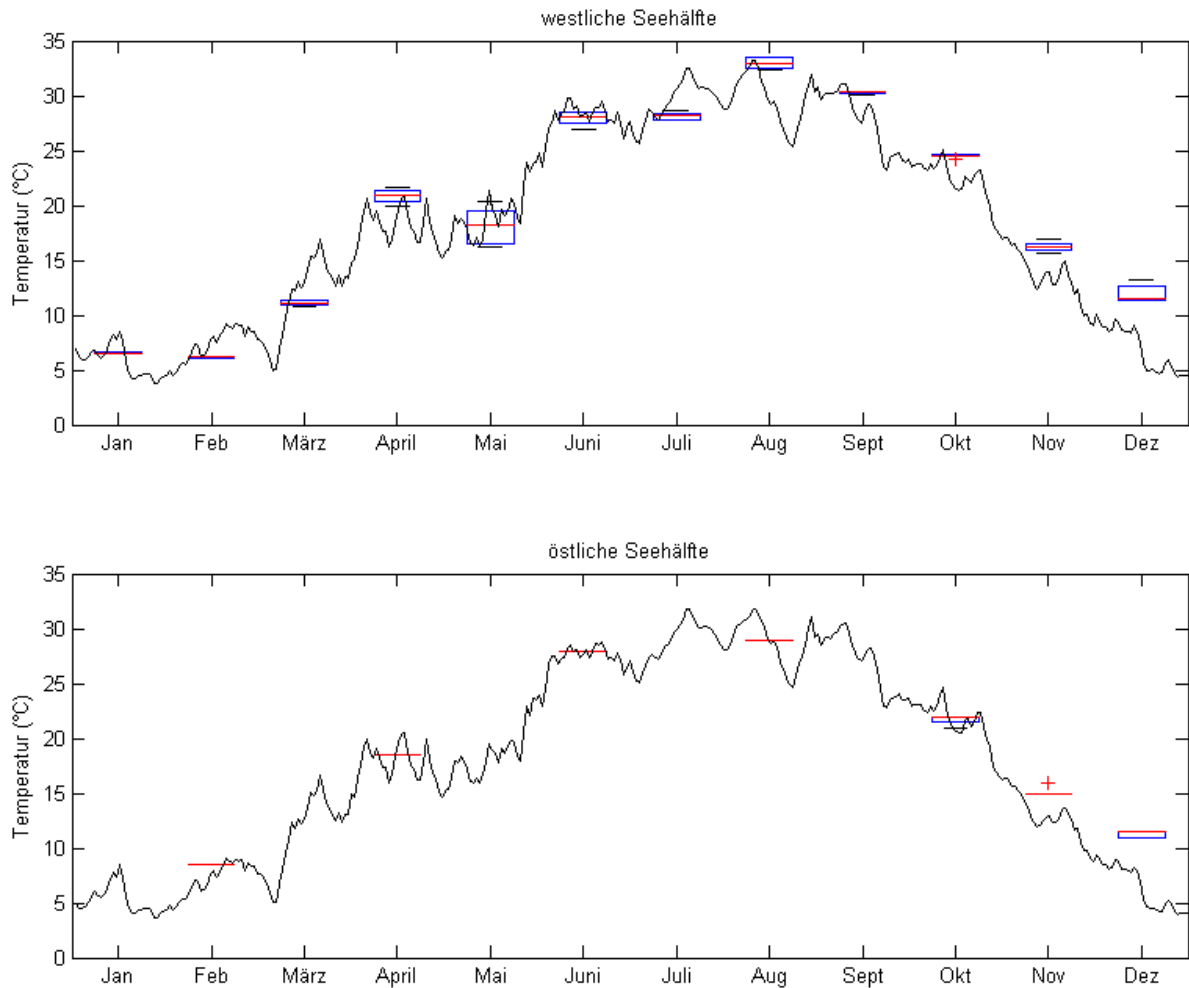


Abb. 4.20: Kalibrierung der Temperatur (Linie) für das Jahr 2002 in der westlichen und östlichen Seehälfte des Chausees – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

Anhand der Box-Whisker-Plots in Abb. 4.21 wird deutlich, dass die Varianz der gemessenen Temperatur in der jeweiligen Seehälfte nicht groß ist. Nur in der westlichen Seehälfte variiert die Temperatur an einzelnen Stationen in den Sommermonaten zwischen einem Minimalwert von 16,2°C im Mai und einem Maximalwert von 33,5°C im August. Die größte Spannweite der Messwerte im Monat Mai erstreckt sich von 16,2 bis 20,3°C in der westlichen Seehälfte. Der Jahresverlauf der Wassertemperatur wird in beiden Seehälften vom Modell mit guter Genauigkeit nachgebildet. aus Abb. 4.21 wird deutlich, dass für die Wassertemperatur im See ein enger Zusammenhang mit der Lufttemperatur besteht und sie somit nicht von den Temperaturen in den Zuflüssen abhängig ist. Mit einer durchschnittlichen Reaktionszeit von etwa zwei Tagen treten lokale Maxima der Ganglinie der Lufttemperatur auch in der Ganglinie der Wassertemperatur auf.

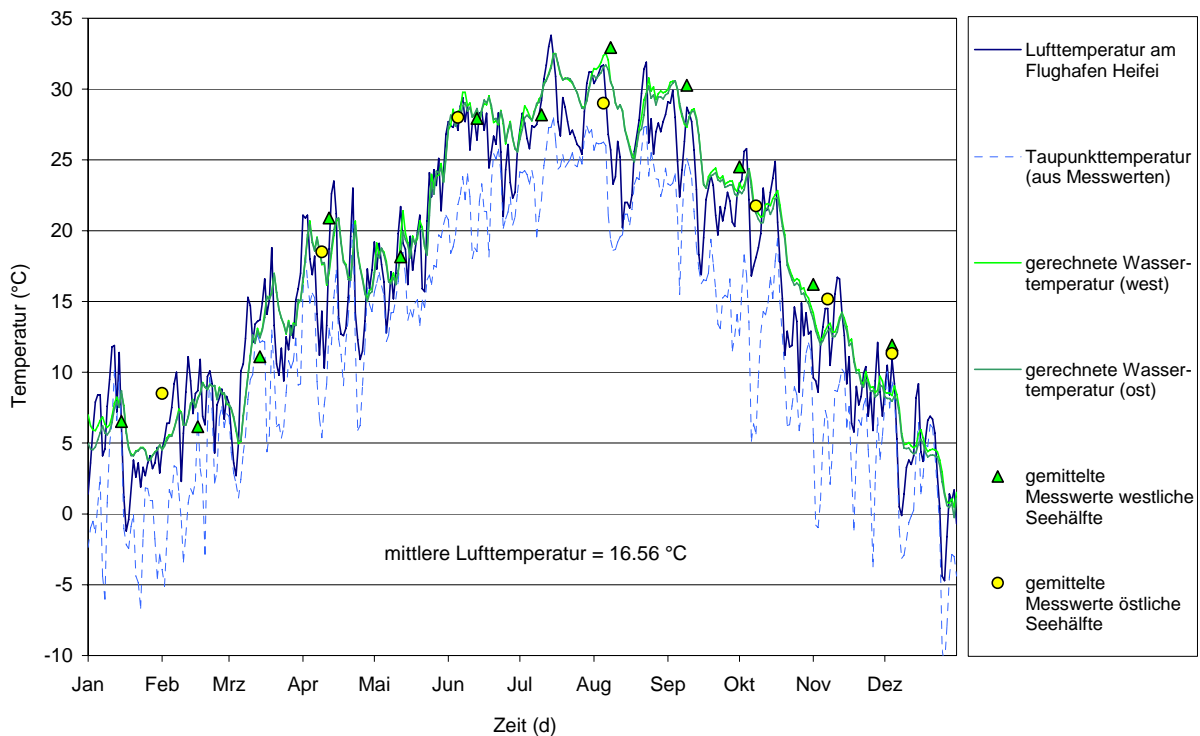


Abb. 4.21: Vergleich von der Temperatur aus dem Modell mit der gemessenen Lufttemperatur, Taupunkttemperatur und mittleren Wassertemperaturen

Eine Analyse des Zusammenhangs zwischen den mit dem Modell errechneten Wassertemperaturen in der östlichen und westlichen Seehälfte mit der gemessenen Lufttemperatur und der Taupunkttemperatur ist in Tab. 4.10 gegeben. Dabei wird deutlich, dass ein direkter Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur und der Lufttemperatur besteht. Die Bestimmtheitsmaße R^2 von Wassertemperaturen und Lufttemperatur deuten mit Werten $> 0,9$ auf einen sehr straffen Zusammenhang hin. Ebenso besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und Taupunkttemperatur, hier liegt das Bestimmtheitsmaß bei 0,87.

Da die Taupunkttemperatur für das Modell aus der Lufttemperatur und der Luftfeuchtigkeit abgeleitet wurde, besteht zu dieser ebenfalls ein enger Zusammenhang. Der Zusammenhang von Lufttemperatur und Taupunkttemperatur hat ein Bestimmtheitsmaß von 0,915.

Tab. 4.10: Bestimmtheitsmaße für den Zusammenhang von gerechneter Wassertemperatur und Lufttemperatur sowie Taupunkttemperatur

	Lufttemperatur am Flughafen Hefei	Taupunkttemperatur (aus Messwerten)
gerechnete Wassertemperatur in der westlichen Seehälfte	0,9105	0,8680
gerechnete Wassertemperatur in der östlichen Seehälfte	0,9092	0,8675

Die Parameter für die Temperaturkalibrierung sind in Tab. 4.11 angegeben. Die Wirbelviskosität, Rauheitsbeiwert und der Korrekturfaktor für die Windgeschwindigkeit haben Einfluss auf die Hydrodynamik und darüber auf den Stofftransport. Die anderen Koeffizienten beeinflussen direkt die Temperatur.

Tab. 4.11: Parameter für die Temperaturkalibrierung

Parameter	Variable	Einheit	Wert
Longitudinale Wirbelviskosität	AX	m ² /s	1,0
Longitudinale Wirbeldiffusivität	DX	m ² /s	1,0
Mannings-Koeffizient	FRICT	-	0,035
Korrekturfaktor für die Windgeschwindigkeit	WSC	-	1,0
Anteil der an der Wasseroberfläche absorbierten kurzwelligen Strahlung β	BETA	-	0,45
Extinktionskoeffizient für reines Wasser	EXH2O	m ⁻¹	0,45
Extinktionskoeffizient für anorganische Schwebstoffe	EXINOR	m ⁻¹	0,01
Extinktionskoeffizient für organische Schwebstoffe (Algen, Detritus)	EXORG	m ⁻¹	0,2

Zusätzlich zu diesen Parametern wird die Temperatur vom Wärmeaustausch an der Wasseroberfläche beeinflusst sowie durch die Haupt- und Nebenzuflüsse, die Zuflusstemperaturen und ihre Lage, Abfluss und Entnahmen und Bathymetrie und Meteorologische Gegebenheiten.

Die horizontalen turbulenten Strömungen werden durch die räumlich und zeitlich invarianten Wirbelviskositäten beschrieben. Die horizontale Wirbelviskosität für den Stofftransport entspricht der Summe aus molekularer und turbulenter Diffusion. Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, dass das Modell unsensibel gegenüber einer Variation des Standardwerts von 1 m²/s ist (Cole und Buchak, 1995).

Den größten Einfluss hat der Korrekturfaktor, mit dem die Windgeschwindigkeit multipliziert wird, um Standorteinflüsse auszugleichen. In Anwendungen von Cole und Wells (2006) variierte der Koeffizient für den Einfluss des Windes (WSC) zwischen 0,5 und 0,9 für bergige Landschaft oder dichten Bewuchs am Gewässer und lag bei 1,0 für offenes Gelände.

Bei großem Einfluss des Windes und einem Koeffizienten für den Windeinfluss > 1 wird die mit dem Modell simulierte Wassertemperatur zu niedrig. Ist der Einfluss des Windes zu gering ($WSC < 1$) ist die modellierte Wassertemperatur zu hoch. Der Koeffizient muss also bei 1,0 - 1,1 liegen, um die gemessene Temperatur von 32,5°C modellieren zu können. Für den Chaosee wurden mit jahreszeitlich unterschiedlichen Korrekturfaktoren von 0,7 bis 1,1 die besten Ergebnisse bei der Temperaturkalibrierung erzielt. Dabei wurde der Einfluss für den abfallenden Ast der Temperaturganglinie etwas reduziert und ein Koeffizient von 0,7 gewählt. Bei zu hohem Einfluss des Windes sinkt die Temperatur im Herbst zu schnell ab.

4.9.3 Gelöster Sauerstoff

Sauerstoff ist eines der wichtigsten Elemente in aquatischen Ökosystemen. Er ist essentiell für alle höheren Lebewesen, kontrolliert einen Großteil der chemischen Reaktion durch Oxidation und ist eine Hilfsvariable, die auf den Zustand des aquatischen Systems hinweist. Die mittlere Sauerstoffkonzentration im Januar des Simulationsjahres 2002 liegt bei 10 mg/l. Dieser Wert dient als Startbedingung für den gelösten Sauerstoff im Gütemodell (vgl. Tab. 4.7).

Parameter, die den gelösten Sauerstoffhaushalt im System beeinflussen, sind die Photosynthese und Respiration der Algen, der Abbau gelösten organischen Materials, der Abbau von Detritus und Sediment, Nitrifikationsprozesse, Zu- und Abflüsse sowie die Belüftung über die Seeoberfläche.

Der grundsätzliche Verlauf des Sauerstoffs über das Jahr wird vom Modell nachgebildet, wobei in den Wintermonaten zu hohe Werte ermittelt werden (Abb. 4.22). Das Modell ist jedoch in Lage, zeitliche Trends des gelösten Sauerstoffs zu erfassen.

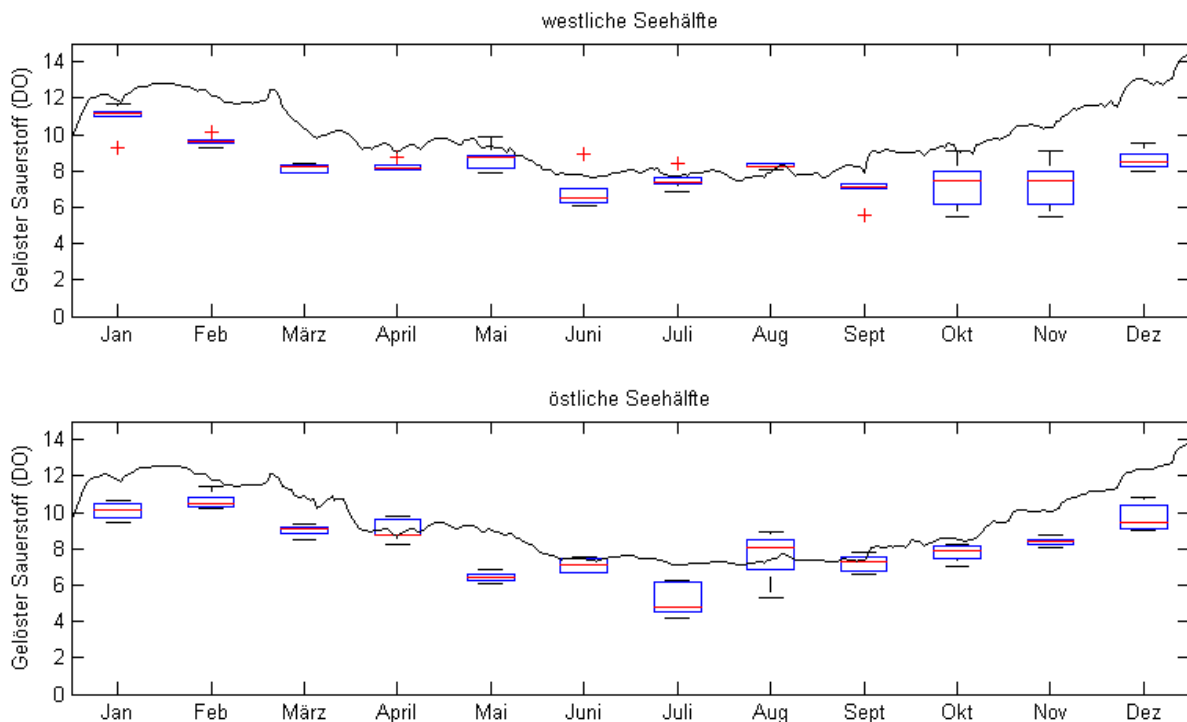


Abb. 4.22: Kalibrierung für gelösten Sauerstoff (DO) für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

Ein wichtiger Parameter zur Anpassung des gelösten Sauerstoffes im Modell und bei der Kalibrierung ist der Sauerstoffbedarf des Sedimentes (engl. *sediment oxygen demand rates*, SOD). Durch ihn wird die Rate der Sauerstoffaufnahme aus der Wassersäule simuliert. Er ist ein Kalibrierungsparameter, der für jedes Segment im Modell angepasst werden kann. Nach Chapra (1997) werden für den SOD für einen sandigen Boden Werte zwischen 0,2 und 1 g/m²d und für mineralische Böden zwischen 0,05 und 1 g/m²d empfohlen. Für den Chaosee wurde 1 g/m²d im Modell verwendet.

Die Differenz zwischen Sauerstoffsimulationen und Beobachtungen zeigt den großen Einfluss des Sedimentes. Der Sauerstoffgehalt des Sedimentes (SOD) beeinflusst dabei den Sauerstoffgehalt der unteren Wassersäule und wird durch die Austauschvorgänge in die oberen Schichten fortgesetzt. In diesem Modell wurde die SOD-Rate einheitlich über den gesamten See angenommen, da hierzu keine Messungen vorliegen. In-Situ-Messungen oder Laborbestimmungen der SOD-Rate sind zur Verbesserung der Sauerstoffabschätzungen in der Interstitialschicht dringend zu empfehlen.

4.9.4 Nährstoffe Phosphor und Stickstoff

Der westliche Teil des Sees hat besonders in den Sommermonaten einen höheren Nährstoffgehalt als die Osthälfte (vgl. Tab. 4.14), was die Messwerte ausweisen. Mit den hohen Konzentrationen an Gesamtphosphor (TP) und Gesamtstickstoff (TN) im gesamten See ist dieser als eutroph bis hypertroph einzustufen ($TP > 0,1 \text{ mg/l}$, $TN > 1,5 \text{ g/m}^3$). Infolgedessen ist der Anteil an gelöstem Sauerstoff (DO) in dieser Seehälfte geringer, und die Sichttiefe liegt im Mittel bei 37 cm.

Für die Kalibrierung des Phosphors standen Messungen des Gesamtphosphors zur Verfügung, aus dem der Phosphatanteil (PO_4^{3-}) abgeleitet wurde und als Modelleingabe diente. Die Ermittlung der Phosphatkonzentration für die einzelnen Bereiche des Sees ist in Kapitel 4.7.3 und die Berechnung im Modell in Kapitel 4.3.5 bereits dargestellt.

Der Verlauf der Phosphorkonzentration wird vom Modell grundsätzlich nachgebildet (vgl. Abb. 4.23). Der Anstieg der Phosphorkonzentration im September kann hier nicht nachgebildet werden, da die wenigen Eingaben in den Zuflussdaten für das Modell nicht ausreichen, um zeitnah auf erhöhte Einträge zu reagieren. Dennoch wird dieser Eintrag etwas verspätet nachgebildet. Dieser erhöhte Nährstoffeintrag ist auf einen Unglücksfall in einer Düngemittelfabrik zurückzuführen, deren Einleitung von phosphathaltigen Abwässern über den PaiHe-Fluss zu einer Algenblüte im Chaosee führte.

Im Modell der östlichen Seehälfte ist ein leichter Anstieg der Phosphorkonzentration zu erkennen, da diese aus dem Stofftransport der westlichen Seehälfte stammt. In den Messwerten wurde dieser Vorgang jedoch nicht registriert.

Die hier berücksichtigte Phosphorrücklösung aus dem Sediment hängt unter aeroben Bedingungen von pH-Wert und Temperatur ab. Hohe Temperaturen erhöhen die Rücklösung des Phosphors in den Wasserkörper. Der Anteil der Rücklösung beim ständig durchmischten Reaktor ist größer als beim ruhigen Wasserkörper. Die jährliche Rücklösungsrate im Chaosee als durchmischter Reaktor liegt bei 220 t/a, was ca. 20% des gesamten jährlichen Phosphoreintrags in den See entspricht (Sun et al. 2002). Das langjährige Mittel der Jahresfracht an Gesamtphosphor, die über die Zuläufe in den Chaosee eingetragen wird, beträgt 1050 t/a (Xu et al., 2005, vgl. Tab. 3.1). Im Kalibrierungszeitraum lag die Phosphorfracht bei 946 t/a, wovon 705 t/a über das Sperrwerk aus dem See exportiert wurden.

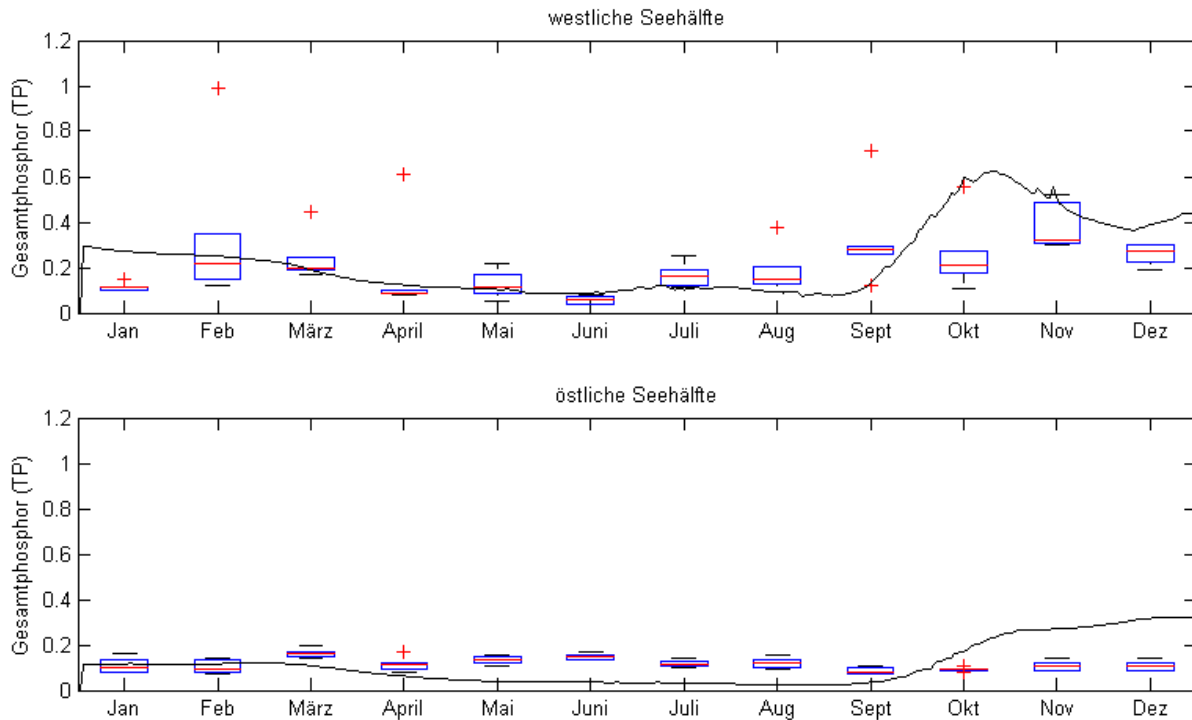


Abb. 4.23: Kalibrierung des Gesamtphosphors für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

Der Jahresgang vom Gesamtstickstoff (TN) wird den Eingangsdaten entsprechend gut nachgebildet. Auch hier könnten Eingangsdaten in zeitlich höherer Auflösung zu einem besseren Kalibrierergebnis führen.

Das Ammonium (NH_4) wird unter anaeroben Bedingungen im Sediment aus dem Sediment freigesetzt. Hier wird der Jahresgang in der westlichen wie auch in der östlichen Seehälfte sehr genau nachgebildet.

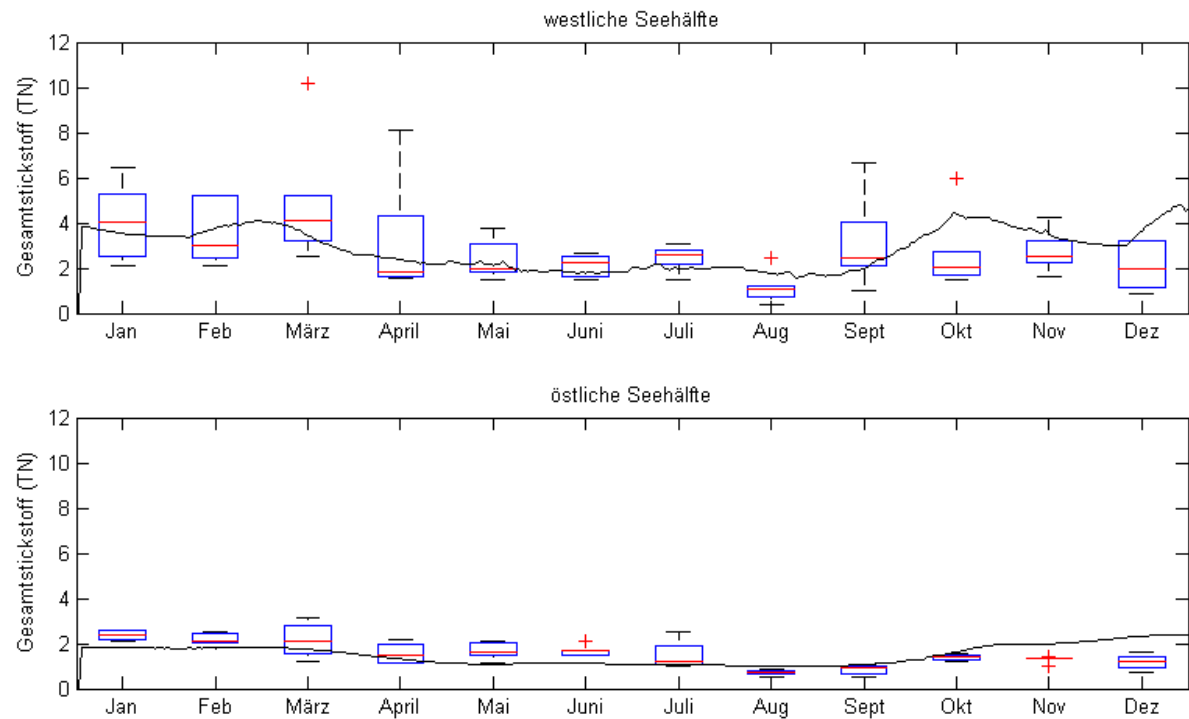


Abb. 4.24: Kalibrierung für Gesamtstickstoff für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

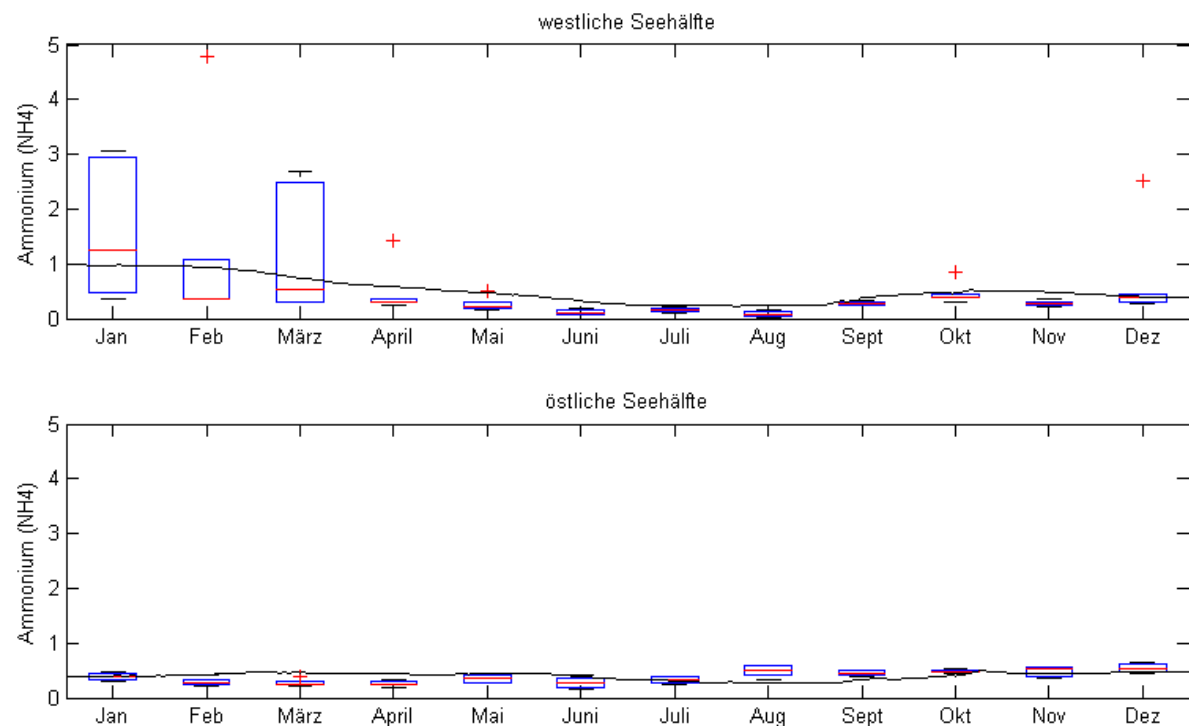


Abb. 4.25: Kalibrierung des Ammoniums (NH₄) für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

4.9.5 Chlorophyll- α

Nach Untersuchungen (Yang, 2006, Xie et al., 2005, Deng et al., 2007, Yang et al., 2006, Qin et al., 2006) bilden Cyanobakterien die dominierende Algengruppe im Chaosee. Die potentiell toxischen Gattungen *Microcystis spp.* und *Anabaena* bilden 70 – 99% der gesamten cyanobakteriellen Biomasse (Deng et al., 2007). Andere toxische Cyanobakterien im Chaosee sind *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena spiroides*, *Oscillatoria* und *Planktothrix spp.* Dabei wurden saisonale Sukzessionen in der Phytoplankton-Zusammensetzung beobachtet (vgl. Kapitel 3).

Die Wachstumsrate von Cyanobakterien ist gewöhnlich viel geringer als die vieler anderer Algengruppen (Hoogenhout und Ames, 1965; Reynolds, 1984). Bei 20°C und Lichtsättigung erreichen die meisten Cyanobakterien Wachstumsraten von 0,3-1,6 Dopplungen pro Tag, während Diatomeen 0,8-1,9 Dopplungen pro Tag erreichen (Van Lieere und Walsby, 1982). Langsame Wachstumsraten benötigen lange Retentionszeiten, um eine Blaualgenblüte auszubilden. Folglich bewirken Cyanobakterien keine Blaualgenblüten in Gewässern mit kurzen Retentionszeiten (Chorus und Bartram, 1999).

Nach Cole und Wells (2006) sollte in einem Modell die maximale Absterberate von Algen kleiner sein als 10% der maximalen Wachstumsrate der entsprechenden Alge. Die Sinkgeschwindigkeit für Cyanobakterien liegt zwischen 0,0 und 0,5 m·d⁻¹ (Cole und Wells, 2003). In Tab. 4.12 sind die im Modell verwendeten Parameter für Cyanobakterien angegeben.

Tab. 4.12: Kinetik der Cyanobakterien im Modell

Parameter	Einheit	Wert
Maximale Algenwachstumsrate	d ⁻¹	2,0
Maximale Respirationsrate der Algen	d ⁻¹	0,01
Maximale Exkretionsrate der Algen	d ⁻¹	0,01
Maximale Mortalitätsrate der Algen	d ⁻¹	0,02
Sinkgeschwindigkeit der Algen	m/d	0,00
Untere Temperatur für das Algenwachstum	°C	5
Untere Temperatur für das maximale Algenwachstum	°C	25
Obere Temperatur für das maximale Algenwachstum	°C	35
Obere Temperatur für das Algenwachstum	°C	40

Aufgrund der gemessenen Chlorophyll- α -Konzentration liegt in der westlichen Hälfte des Sees eine größere Algenmasse als in der östlichen Seehälfte vor, was in Abb. 4.26 (oben) verdeutlicht wird.

In den Monaten September bis November des Kalibrierungszeitraumes wurde der Unfall eines industriellen Abwassereinleiters in den Daten aufgezeichnet. Dieser Unfall hatte die erhöhte Einleitung von phosphathaltigen Abwässern zur Folge (vgl. auch Abb. 4.23), und im See breitete sich dadurch eine Blaualgenblüte in den Herbstmonaten aus. Eine „natürliche“ sommerli-

che Algenblüte wurde jedoch nicht in den Daten registriert. Zu vermuten ist hier, dass die Daten nicht richtig erhoben wurden.

Der östliche Teil des Sees mit einem Jahresmittel der Chlorophyll- α -Konzentration von 1,16 $\mu\text{g/l}$ weist in diesem Jahr oligotrophe Zustände auf (Abb. 4.26, unten). Ein oligotropher Zustand eines Sees liegt bei einer Chlorophyll- α -Konzentration $\leq 2,5/l$ vor, und Jahresmaximum muß $\leq 8 \mu\text{g Chl-}\alpha/l$ sein. Es wurde hier ein Jahresmaximum von 2,96 $\mu\text{g Chl-}\alpha/l$ in der östlichen Seehälfte gemessen. Diese Messwerte erscheinen jedoch nicht plausibel, da in der Umgebung der größeren Stadt im Nordosten des Chaooses ebenfalls industrielle und kommunale Abwassereinleiter angesiedelt sind (vgl. Abb. 3.2). In diesem Bereich ist jedoch in näherer Umgebung keine Messstelle installiert.

An allen Messstationen ist im Sommer die geringste Chlorophyllkonzentration gemessen worden. Anhand der Sauerstoffganglinie muss in den Sommermonaten eine höhere Respiration vorherrschen, da die Sauerstoffganglinien in der östlichen und westlichen Seehälfte den natürlichen Verlauf mit Minimum im Sommer aufweisen.

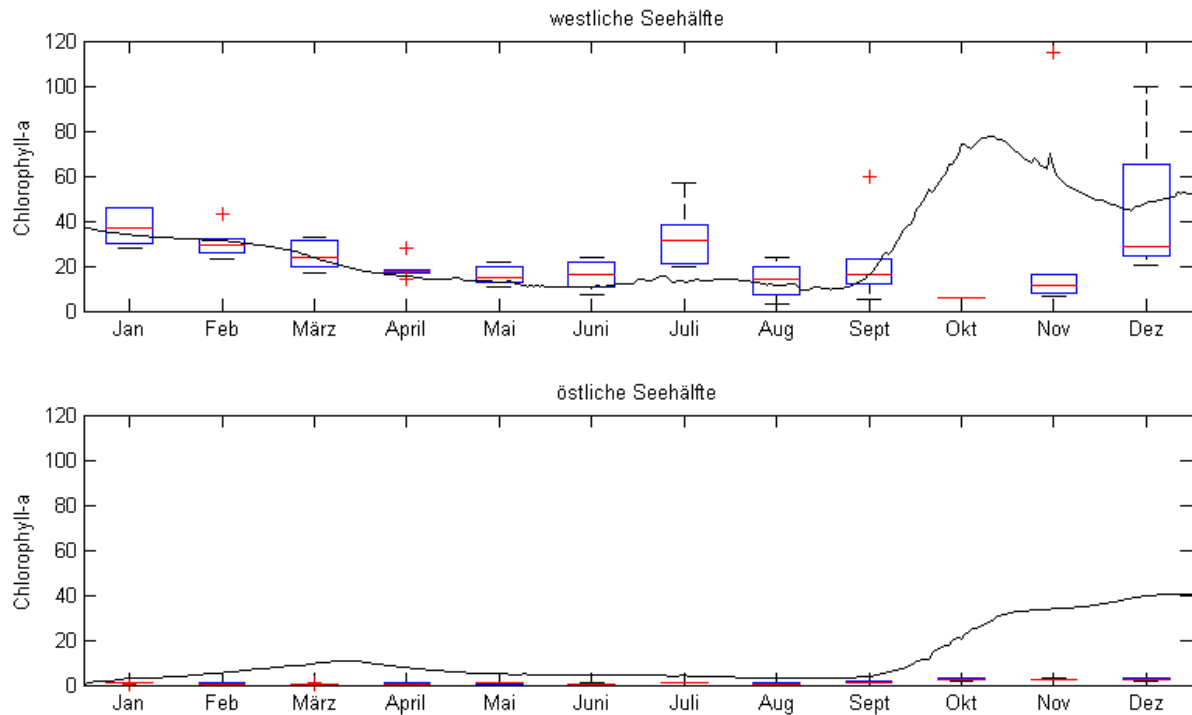


Abb. 4.26: Kalibrierung des Chlorophylls für das Jahr 2002 im Chaoos – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

Vom Modell wird dieser Jahresgang nachgebildet, und es ist in der Lage die kurzfristige Algenblüte anzudeuten. Für die genauere Nachbildung dieser anthropogen hervorgerufenen Algenblüte müssen für das Modell Eingangsdaten in einer höheren zeitlichen Auflösung vorliegen, z. B. durch kontinuierliche Aufzeichnungen. Es wären auch Tageswerte sinnvoll, damit der Zeitpunkt der stark erhöhten Nährstoffeinleitung erfasst wird.

In Abb. 4.27 wird die räumliche und zeitliche Entwicklung der Chlorophyll- α -Konzentration im Chaosee dargestellt. Auf der x-Achse ist dazu der Simulationszeitraum von einem Jahr in Tagen dargestellt. Die y-Achse zeigt die Fließrichtung durch den Chaosee. Hierbei liegt Kilometer Null an der Mündung des Nanfei-Flusses (siehe Abb. 3.1), und am Sperrbauwerk zum Yuxi-Fluss wird eine Fließlänge von 65,3 km erreicht. Auf der z-Achse ist die Chlorophyll- α -Konzentration aufgetragen.

Es ist die herbstliche Algenblüte in der westlichen Seehälfte durch einen Anstieg dargestellt, wobei einige Algen auch in Fließrichtung in die östliche Seehälfte verlagert werden (vgl. Abb. 4.26, unten). Über den gesamten Jahresverlauf entwickelt sich in der westlichen Seehälfte (bis zum Kilometer 20 in Fließrichtung) eine höhere Chlorophyll-a-Konzentration, die im eutrophen Bereich zwischen 10 und 40 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ liegt.

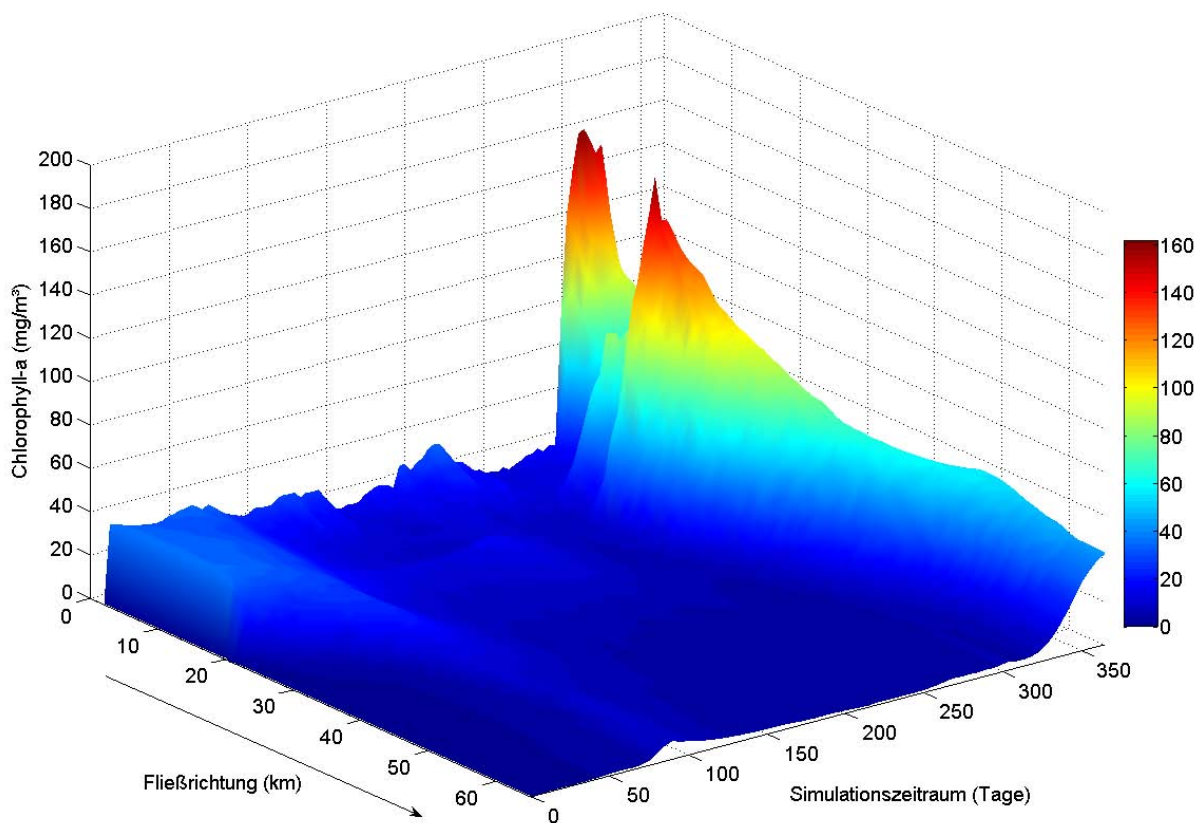


Abb. 4.27: Entwicklung der Chlorophyll- α -Konzentration über Fließrichtung und Simulationszeitraum im Jahr 2002

4.9.6 Schwebstoffe und gelöste Feststoffe

Durch den Wind und den daraus entstehenden Wellen gibt es in einem Flachsee eine sehr starke Resuspension anorganischer Stoffe aus dem Sediment (Chapra, 1997). Dafür wurde im Modell die Absetzrate für Schwebstoffe und die kritische Schubspannung der Sedimentresuspension definiert.

Die Absetzrate für die Schwebstoffe ist nach Thomann und Muller (1987) in flachen Gewässern sehr niedrig, so dass der Großteil der Schwebstoffe ständig im Wasserkörper suspendiert ist. Die Autoren schlagen als Absetzraten Geschwindigkeiten zwischen $0,0$ und $0,2 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ vor. Für den Chaosee wurde als Absetzgeschwindigkeit $0,0 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ eingesetzt. Dies kann auch damit begründet werden, daß die mittlere Verlandungsrate des Sees in den letzten 30 Jahren nur $5,3 \text{ cm}$ betrug, d. h. also weniger als $0,18 \text{ cm/a}$.

Die kritische Schubspannung für die Resuspension der Schwebstoffe aus dem Sediment ist nach Thomann und Mueller (1987) sehr niedrig zu setzen, so dass bei sehr geringer Fließgeschwindigkeit bereits Schwebstoffe in die Wassersäule transportiert werden können.

Das Ergebnis der Kalibrierung wird in Abb. 4.28 mit den im Chaosee gemessenen Werten verglichen. Die durch Neuronale Netze ergänzten Daten in den Eingabedaten ins Modell sind in Kapitel 4.8 beschrieben.

Der Verlauf der Schwebstoffe wird mit den wenigen gemessenen Daten nachgebildet und scheint in der östlichen Seehälfte dem Verlauf der Chlorophyll- α -Konzentration zu folgen (vgl. Abb. 4.26)

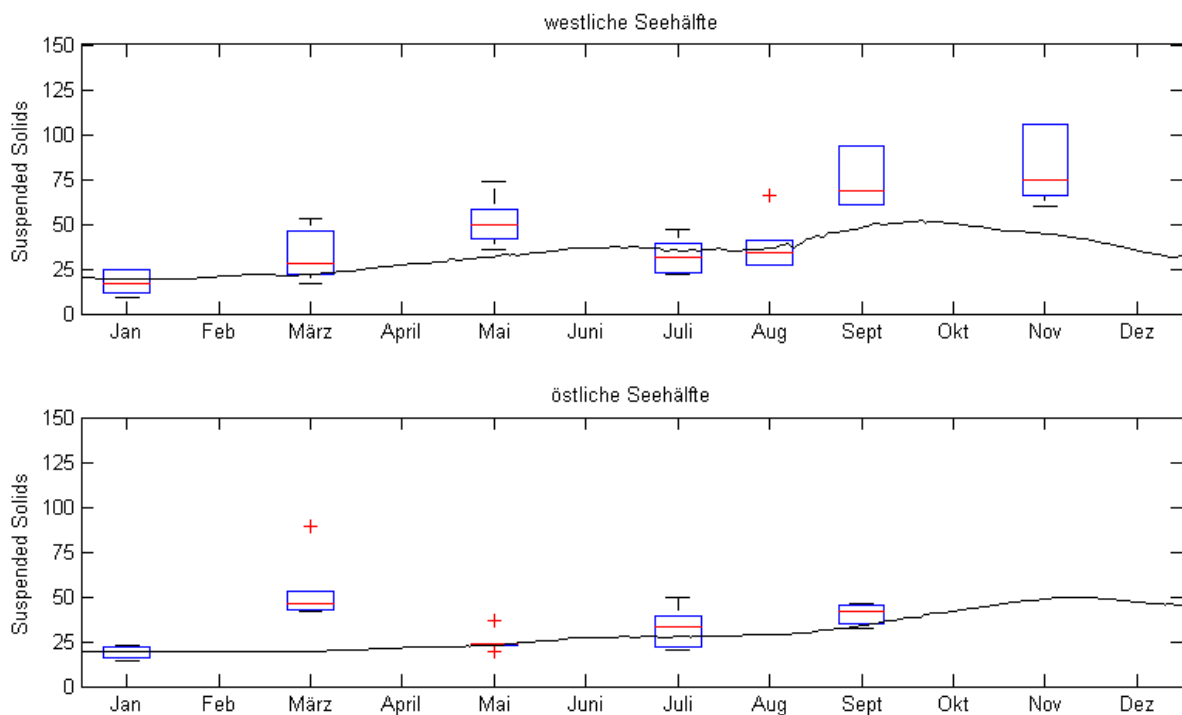


Abb. 4.28: Kalibrierung der Schwebstoffe für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

Schwebstoffe und auch gelöste Feststoffe bilden die gesamten Feststoffe im Wasser. Die gelösten Feststoffe beeinflussen die Leitfähigkeit und die Trübung des Wassers. Die mittlere gemessene Leitfähigkeit im Chaosee liegt im Jahr 2002 bei $334 \mu\text{S/cm}$ und für das Jahr 2003 bei $308 \mu\text{S/cm}$.

Die Menge der gelösten Feststoffe sind in der westlichen Seehälfte in den Messwerten wie auch in den Modellergebnissen größer, als in der östlichen Seehälfte (siehe Abb. 4.29). In beiden Fällen liegen die Modellergebnisse aber nahe zu den gemessenen Daten.

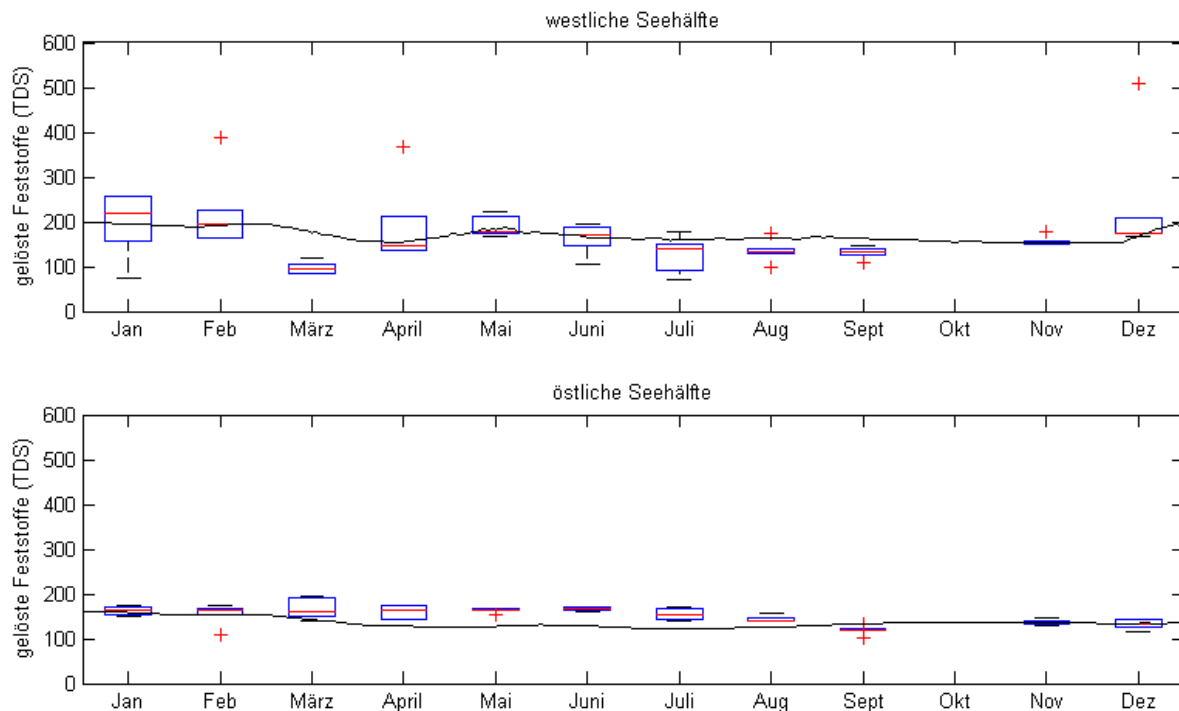


Abb. 4.29: Kalibrierung der gelösten Feststoffe (TDS) für das Jahr 2002 im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

4.9.7 pH-Wert

Da der pH-Wert als im Chaosee als monatlicher Messwert vorliegt, werden hier die Ergebnisse der pH-Wert-Berechnung des Modells ausgegeben.

Das Gleichgewicht von Kohlendioxid (CO_2), Bikarbonat (HCO_3^-) und Karbonat (CO_3^{2-}) ist das Hauptpuffersystem im aquatischen Ökosystem. Dieses Gleichgewicht beeinflusst direkt den pH-Wert, der wiederum biologische und chemische Inhaltsstoffe des Systems beeinflusst (Bowie et al., 1984). Der Säureverbrauch ist ein Maß für das Puffervermögen einer Lösung gegen Säuren.

pH-Wert und Alkalinität werden simuliert, um die Toxizität des un-ionisierten Ammoniaks zu ermitteln. Die Konzentration von Ammoniak ist vom pH-Wert im Wasser abhängig (vg. Kapitel 4.7.3).

Weitere Prozesse können die Alkalinität im aquatischen Ökosystem beeinflussen. Die Zugabe von Säuren und die Nitrifikation reduzieren die Alkalinität. Die Aufnahme von Nitrat durch die Algen erhöht die Alkalinität.

In Abb. 4.30 ist der pH-Wert im Simulationszeitraum für die östliche und westliche Seehälfte dargestellt. Der pH-Wert ist von der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) abhängig. Die Angaben darüber wurden der Literatur entnommen. Mit genaueren Beobachtungen des Kohlenstoffs ist eine präzisere pH-Wert Kalibrierung möglich.

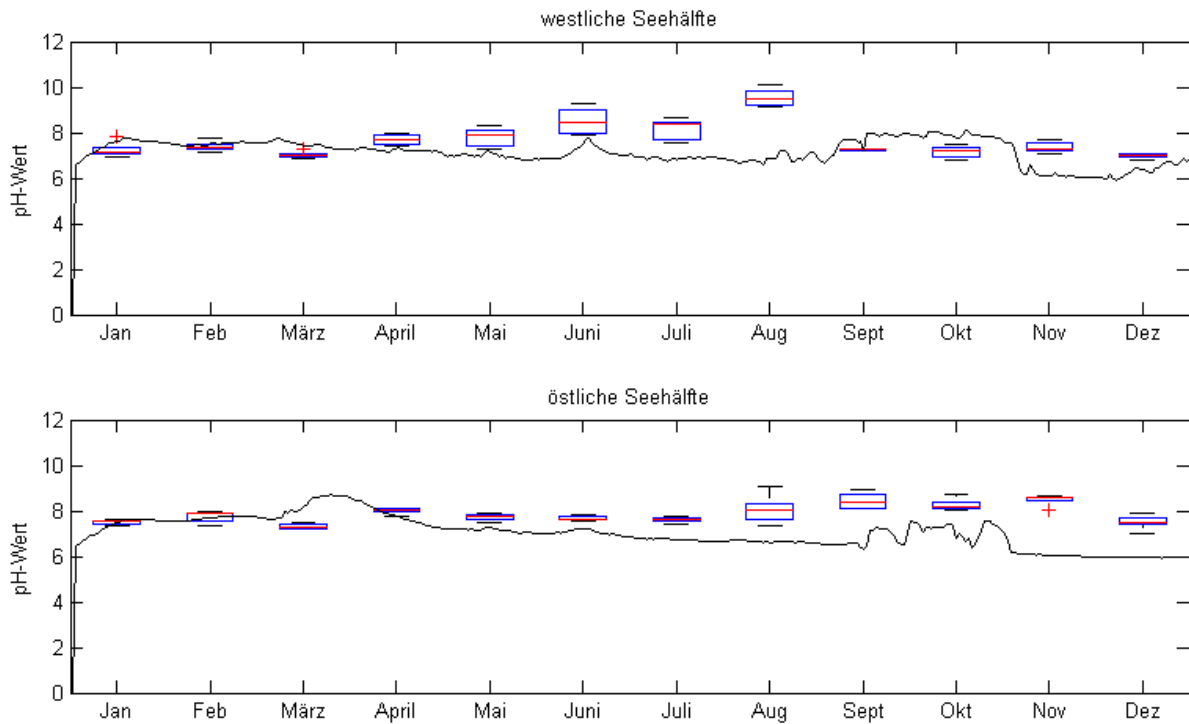


Abb. 4.30: Simulierter pH-Wert in beiden Teilen des Chaosees – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

4.9.8 Biochemischer Sauerstoffbedarf

Der BSB₅-Wert bezeichnet den Sauerstoff, der in fünf Tagen für den Abbau organischer Substanz im Wasser benötigt wird. Er wird in den Umweltwissenschaften weit reichend genutzt, um den Zustand eines Wasserkörpers zu beschreiben.

Der Faktor k für den biologischen Abbau liegt nach Jørgensen und Bendoricchio (2001) für kommunales Abwasser zwischen 0,35 und 0,4 1/d und für Trinkwasser zwischen 0,05 und 0,1 1/d (Tab. 4.13). Für Rohwasser aus einem Fluss werden Werte zwischen 0,05 und 0,15 1/d angegeben. Da die gemessenen BSB₅-Werte in der westlichen Seehälfte zwischen 1,26 und 7,08 mg/l liegen, also im Bereich von Flusswasser, wurde hier ein sehr niedriger Faktor für den biologischen Abbau eingesetzt.

Tab. 4.13: Wertebereich von k und BOD_5 -Konzentrationen unterschiedlicher Wassertypen (Jørgensen und Bendoricchio, 2001)

Wassertyp	k (1/day)	BSB_5 (mg/l)
Kommunales Abwasser	0,35 – 0,40	150 – 250
Kommunales Abwasser, mechanisch gereinigt	0,35	75 – 150
Kommunales Abwasser, biologisch gereinigt	0,1 – 0,25	10 – 80
Flusswasser	0,05 – 0,15	0 – 5
Trinkwasser	0,05 – 0,1	0 – 1

Die gemessenen BSB_5 -Werte der westlichen Seehälfte liegen mit Werten zwischen 1,26 und 6,9 mg/l nach Tab. 4.13 im Bereich von Flusswasser oder gereinigtem kommunalem Abwasser. In diesem Bereich liegen auch die Ergebnisse des Modells. Die östliche Seehälfte entspricht hinsichtlich der BSB_5 -Werte eher dem Flusswasser. Im Modell werden beide Gewässertypen nachgebildet (Abb. 4.31).

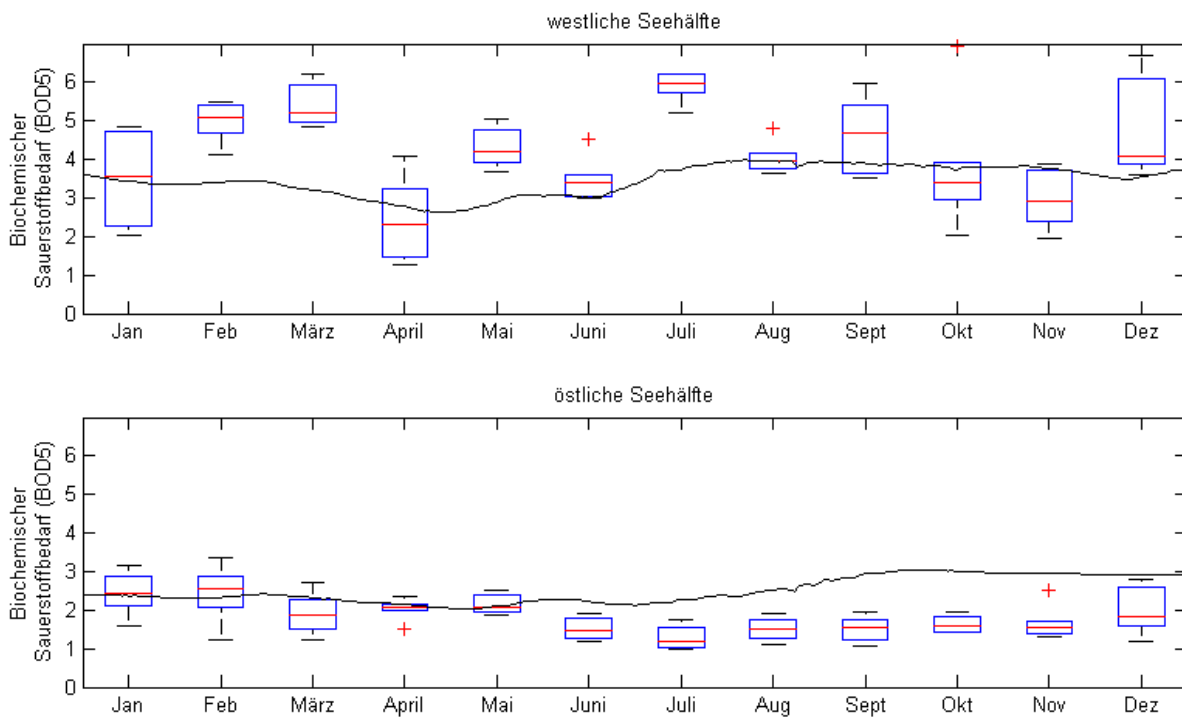


Abb. 4.31: Kalibrierung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs im Chaosee – simulierte Ganglinie und Messwerte (Box-Whisker-Plots)

4.9.9 Wertung der Kalibrierungsergebnisse

Während der Kalibrierung eines Modells werden Modellkoeffizienten so angepasst, bis eine adäquate Angleichung von beobachteten und berechneten Daten erreicht wird. In Abhängigkeit der räumlichen und zeitlichen Auflösung kann das Modell brauchbare Ergebnisse ermitteln und die Dynamik des Ökosystems sinnvoll widerspiegeln. Das hier erstellte Modell kann bei der Vorhersage einer kurzfristigen Algenblüte versagen, wenn nur monatlich gemessene Phytoplankton und Nährstoffkonzentrationen in das Modell eingehen. Es ist aber in der Lage sein, eine sommerliche Phytoplanktonproduktion zu repräsentieren. Dieses Modell kann dann zur Bestimmung der langfristigen Reaktion des Wasserkörpers auf eine Reduzierung der Nährstoffkonzentration in den Zuläufen nützlich sein. Das Modell kann langfristige Trends, wie sie für die Sanierung eines Einzugsgebietes von Interesse sein können, bestimmen.

In Tab. 4.14 und Tab. 4.15 sind die Mittelwerte der Gewässergüteparameter für die östliche und westliche Seehälfte des Chaosees mit ihrer Standardabweichung zusammengestellt. In der oberen Tabelle (Tab. 4.14) sind die beobachteten Güteparameter für die westliche Seehälfte im Jahr 2002 mit Daten aus der Literatur und den Kalibrierungsergebnissen gegenübergestellt. In der unteren Tabelle (Tab. 4.15) sind die Parameter in der östlichen Seehälfte, ebenfalls mit Messwerten, Literaturdaten und Kalibrierergebnissen, aufgeführt.

Die Mittelwerte und Standardabweichungen entsprechen ungefähr den Messwerten und den bei Xu et al. (2005) angegebenen Werten, dort für die Jahre 2002 und 2003. Die in diesem Modell in der östlichen Seehälfte höheren Chlorophyll- α -Konzentrationen kommen dadurch zustande, dass im Modell ein Transport der Inhaltsstoffe in den östlichen Seeteil geschieht. Der auch über verschiedene Wasserkörper (östliche und westliche Seehälfte) im Modell fortgesetzt wird. Die Messungen scheinen darauf hinzudeuten, dass die östliche Seehälfte durch die kleine Insel Mushan Mountain von der westlichen Seehälfte getrennt ist, und ein Transport der Inhaltsstoffe scheint nicht aufzutreten.

Der Jahresgang der Algendynamik konnte im Grundsatz nachgebildet werden (Abb. 4.26) und das Modell ist in der Lage eine saisonal auftretende Algenblüte leicht anzudeuten.

Ein erhöhter Nährstoffeintrag durch einen Unglücksfall in einer Düngemittelfabrik, deren Einleitung von phosphathaltigen Abwässern über den PaiHe-Fluss zu einer Algenblüte im Chaosee führte, konnte vom Modell etwas verzögert in der Phosphorganglinie (Abb. 4.23) nachgebildet werden. Dieser Anstieg der Phosphorkonzentration kann hier nicht genauer simuliert werden, da die zeitlich grob aufgelösten Zuflussdaten für das Modell nicht ausreichen, um zeitnah auf die erhöhten Einträge zu reagieren.

Tab. 4.14: Vergleich der physisch-chemischen und biologischen Parameter der westlichen Seehälfte für die Kalibrierung, Mittelwerte mit Standardabweichung

Parameter	Messwerte	Literatur (Xu et al., 2005)	Kalibrierung
Temperatur	$19,57 \pm 9,01$	$16,31 \pm 7,55$	$17,89 \pm 9,31$
gelöster Sauerstoff	$8,20 \pm 1,34$	$6,97 \pm 1,88$	$9,89 \pm 1,82$
Gesamtphosphor	$0,231 \pm 0,202$	$0,30 \pm 0,12$	$0,23 \pm 0,19$
PO ₄	$0,041 \pm 0,04$	--	$0,091 \pm 3,3$
Gesamtstickstoff	$3,22 \pm 2,96$	$3,09 \pm 1,25$	$2,84 \pm 1,07$
NH ₃ -N	$0,023 \pm 0,051$	--	--
NH ₄ -N	$0,44 \pm 0,65$	$0,60 \pm 0,38$	$0,52 \pm 0,24$
Chlorophyll- α	$39,71 \pm 83,15$	$30,48 \pm 25,67$	$29,13 \pm 23,5$
Schwebstoffe	$55,81 \pm 61,31$	--	$33,02 \pm 9,88$
gelöste Stoffe	$165,35 \pm 68,09$	--	$169,39 \pm 21,33$
pH-Wert	$7,68 \pm 0,78$	$7,92 \pm 0,69$	$6,48 \pm 0,82$
BOD ₅	$4,2 \pm 1,32$	$4,15 \pm 1,13$	$3,46 \pm 0,46$
COD _{Mn}	$5,56 \pm 1,99$	$21,30 \pm 3,27$	--
Sichttiefe	$0,43 \pm 0,1$	$0,37 \pm 0,15$	--
Leitfähigkeit	$347,38 \pm 143,04$	$233,7 \pm 93,7$	--

Tab. 4.15: Vergleich der physisch-chemischen und biologischen Parameter der östlichen Seehälfte für die Kalibrierung, Mittelwerte mit Standardabweichung

Parameter	Messwerte	Literatur (Xu et al., 2005)	Kalibrierung
Temperatur	$18,89 \pm 7,39$	$17,11 \pm 8,37$	$17,68 \pm 9,33$
gelöster Sauerstoff	$8,17 \pm 1,65$	$7,63 \pm 1,52$	$9,73 \pm 1,96$
Gesamtphosphor	$0,117 \pm 0,03$	$0,11 \pm 0,05$	$0,11 \pm 0,12$
PO ₄	$0,015 \pm 0,004$	--	$0,029 \pm 0,7871$
Gesamtstickstoff	$1,54 \pm 0,6$	$1,41 \pm 0,28$	$1,54 \pm 0,54$
NH ₃ -N	$0,014 \pm 0,031$	--	--
NH ₄ -N	$0,3 \pm 0,09$	$0,28 \pm 0,12$	$0,41 \pm 0,07$
Chlorophyll- α	$1,16 \pm 0,75$	$16,51 \pm 5,14$	$12,09 \pm 16,01$
Schwebstoffe	$34,57 \pm 12,97$	--	$30,59 \pm 10,55$
gelöste Stoffe	$149,04 \pm 19,78$	--	$138,73 \pm 9,32$
pH-Wert	$7,86 \pm 0,44$	$8,12 \pm 0,56$	$6,98 \pm 0,97$
BSB ₅	$1,84 \pm 0,54$	$1,81 \pm 0,59$	$2,56 \pm 0,40$
COD _{Mn}	$4,62 \pm 0,68$	$10,36 \pm 5,55$	--
Sichttiefe	$0,43 \pm 0,13$	$0,62 \pm 0,18$	--
Leitfähigkeit	$313,12 \pm 41,56$	$24,19 \pm 8,25$	--

4.10 Validierung

Die Validierung eines Modells gibt Aufschluss darüber, inwieweit die den betrachteten Prozessen zugrunde liegenden Mechanismen in den Modellansätzen und –parametern realitätsnah berücksichtigt sind. Beim Validieren wird das kalibrierte Modell mit einem unabhängigen Datensatz getestet. Für die Validierung wurden daher die gleichen Modellparameter wie für die Kalibrierung verwendet und die Güte der Kalibrierung damit überprüft. Die Validierung erfolgte mit Messwerten, die für das Jahr 2003 vorlagen.

Die Ergebnisse der Validierung des Gütemodells sind für beide Seehälften im Anhang in Abb. A.1 bis Abb. A.10 als Ganglinien dargestellt.

Insgesamt zeigt das Ergebnis der Validierung, dass das Modell in der Lage ist, die in der Natur stattfindenden Prozesse nachzubilden. Die zeitliche Übertragbarkeit ist damit gegeben. Bei der Validierung wurde also die ausreichende Modellgenauigkeit durch Messdaten, die bei der Modellerstellung und Kalibrierung nicht verwendet wurden, bestätigt.

Tab. 4.16: Vergleich der physisch-chemischen und biologischen Parameter der westlichen und östlichen Teile des Chaoosees für den Validierungszeitraum mit den Messwerten

Parameter	Messwerte		Validierung	
	West	Ost	West	Ost
Temperatur	$17,42 \pm 8,4$	$19,77 \pm 8,4$	$17,49 \pm 9,59$	$17,43 \pm 9,67$
gelöster Sauerstoff	$8,3 \pm 2,3$	$8,6 \pm 2,1$	$10,02 \pm 1,81$	$9,80 \pm 2,0$
Gesamtphosphor	$0,358 \pm 0,225$	$0,103 \pm 0,034$	$0,3195 \pm 0,275$	$0,1141 \pm 0,052$
PO ₄	$0,064 \pm 0,04$	$0,013 \pm 0,004$	$0,1585 \pm 0,39$	$0,037 \pm 0,12$
Gesamtstickstoff	$4,16 \pm 2,19$	$1,52 \pm 0,8$	$3,66 \pm 1,076$	$2,0 \pm 0,264$
NH ₃ -N	$0,0506 \pm 0,116$	$0,00429 \pm 0,0045$	--	--
NH ₄ -N	$1,163 \pm 1,2$	$0,310 \pm 0,14$	$1,081 \pm 0,394$	$0,8514 \pm 0,092$
Chlorophyll- α	$25,82 \pm 15,21$	$7,099 \pm 1,7$	$39,89 \pm 34,41$	$11,99 \pm 6,44$
Schwebstoffe	$57,57 \pm 10,76$	$52,11 \pm 6,36$	$29,075 \pm 12,99$	$29,267 \pm 10,77$
gelöste Stoffe	$173,24 \pm 84,51$	$120,13 \pm 17,03$	$174,89 \pm 40,75$	$124,35 \pm 7,51$
pH-Wert	$7,8 \pm 0,6$	$7,5 \pm 0,4$	$6,53 \pm 0,82$	$7,04 \pm 0,76$
BSB ₅	$3,797 \pm 0,99$	$1,783 \pm 0,47$	$2,90 \pm 0,33$	$2,19 \pm 0,46$
COD _{Mn}	$5,836 \pm 1,48$	$4,195 \pm 0,76$	--	--
Sichttiefe	$0,4 \pm 0,09$	$0,37 \pm 0,06$	--	--
Leitfähigkeit	$363,94 \pm 177,55$	$252,38 \pm 35,77$	--	--

5. Makrophyten zur Seesanieung – Strategien und Alarmplan zur Wassernutzung

5.1 Strategien zur Seesanieung

Eine Strategie ist ein längerfristig ausgerichtetes Anstreben einer bestimmten Gewässergüte eines Sees oder eines bestimmten Ziels der Wassernutzung. Sie umfasst den planvollen Einsatz von Handlungen und Maßnahmen und ist meist mittel- bis langfristig angelegt.

Die Sanierung eines eutrophierten Flachsees ist mit unterschiedlichen Strategien möglich. Nach dem herkömmlichen Vorgehen mit technischen Maßnahmen gehört zunächst die Reduzierung der Phosphoreinträge aus dem Einzugsgebiet dazu. Bei einem großen See ist die Stärkung seines Selbstreinigungsvermögens zur Absenkung des Trophiegrades und zur Verhinderung der Biomasseproduktion, hier von Blaualgen, aber fast gleichgewichtig. Die Chlorophyll-a-Konzentration und damit bei einem cyanobakteriendominierten See die Microcystin-Konzentration im Wasser ist in einen für die Wassernutzung brauchbaren Bereich zu senken. Die WHO empfiehlt einen Grenzwert für Microcystin-LR im Trinkwasser von $1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Die Klassifizierung eines Gewässers nach dem Gesamtphosphorgehalt gibt Auskunft über das mögliche Potential der Phytoplanktonentwicklung, das erreicht werden kann, wenn Phosphor als limitierender Faktor wirkt (Steinberg et al., 2001). Hier wird die Reduzierung des Gesamtphosphorgehaltes untersucht, um darüber die Blaualgenentwicklung zu steuern.

Die mittlere Gesamtphosphor-Konzentration im Jahr liegt in der westlichen Seehälfte des Chaooses bei $98.5 \text{ mg}/\text{m}^3$ und damit im Übergang von eutroph zu hypertroph (Tab. 5.1). Es sollen Maßnahmen entwickelt werden, um die Phosphor-Konzentration in den mesotrophen Bereich absenken zu können.

Das Wachstum des Schilfes ist verbunden mit der Assimilation von Phosphor. Während des Wachstums von Schilf wird Phosphor zum Biomasseaufbau verbraucht. Bei einem maximal möglichen Schilfwachstum wird dann die größte Abbauleistung an Nährstoffen erzielt. Die Phosphor-Assimilation von Schilf hat ihr erstes Maximum am Anfang der Vegetationsperiode in der Zeit des Wachsens des Erdsprosses und der Blätterbildung und ihr zweites Maximum nach der Blüte und der Fruchtbildung (Rodewald-Rudescu, 1974). Für diese Prozesse ist es notwendig, dass das Schilf eine optimale Wassertiefe hat. Um das maximale Schilfwachstum zu erzielen müssen geeignete Wasserstände im Chaosee gefunden werden. Eine Methode, die

für ein optimales Schilfwachstum den notwendigen Wasserstand ermittelt wird im Folgenden aufgezeigt.

Tab. 5.1: Grenzwerte von Chlorophyll, Nährstoffen und Sichttiefe für eine trophische Klassifizierung von Seen (OECD, 1982; Uhlmann, Horn, 2001)

Merkmal	Trophiegrad			
	oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph
Chlorophyll- α (mg/m ³)	< 3	3 - 10	10 – 40	> 40
Gesamtphosphor (mg/m ³)	< 10	10 – 35	35 – 100	> 100
Gesamtstickstoff (g/m ³)	< 0,4	0,4 – 0,6	0,6 – 1,5	> 1,5
Sichttiefe (m)	> 3,9	3,9 – 2,4	2,4 – 0,5	< 0,5

5.2 Auswertung und Interpretation der Modellergebnisse

Nach den morphologischen Eigenschaften des Chaooses wurde das Modell in 49 Segmente eingeteilt (vgl. Abb. 5.1). Jedes dieser Segmente wird als volldurchmischt betrachtet. Durch diesen volldurchmischten Ansatz werden alle Inhaltsstoffe über die gesamte Breite des Segmentes mit dem nächsten ausgetauscht.

Im Folgenden wird der Austausch von Gesamtphosphor und Chlorophyll-a als Indikator für die Wirksamkeit von Maßnahmen auf die biologische Gewässergüte intensiver betrachtet. Diese beiden Parameter sind für den Trophiegrad und die Entwicklung von Blaualgen von Interesse und stehen im engen Zusammenhang mit dem Wachstum von Wasserpflanzen wie Makrophyten und Schilf. Beide Arten von Wasserpflanzen werden in variierenden Anordnungen im Modell simuliert. Aufgrund des Ansatzes der Volldurchmischung eines Segmentes kann ein Schilfgürtel also entweder an beiden Rändern eines Segmentes, einseitig oder aber bei entsprechend geringer Wassertiefe über die gesamte Breite angeordnet sein. Es ist in der Praxis jedoch davon auszugehen, dass sich das Schilf nur an den Uferrändern der Segmente ansiedeln wird.

Zur Vergleichbarkeit und Bewertung der Ergebnisse soll die Konzentration eines Parameters, z. B. Schilf, im ersten Segment betrachtet werden. In diesem Segment wird sich die größte Biomasse an Schilf über die gesamte Breite entwickeln, wohingegen in den folgenden Segmenten sich das Schilf nur noch in den oberen Randbereichen ansiedeln wird (Abb. 5.1, rechts).

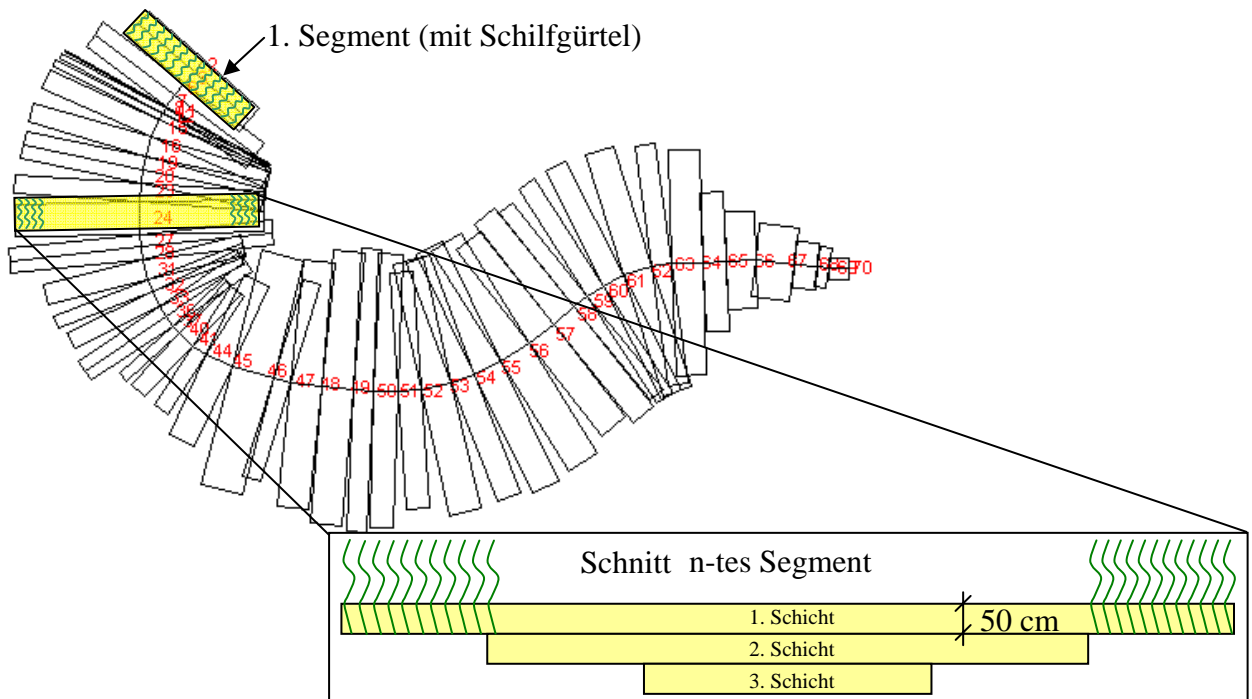


Abb. 5.1: Schilfgürtel am Rand des Modells vom Chaosee im ersten Segment (links) und allen folgenden Segmenten (rechts) zur Darstellung der Konzentration

Wasserinhaltsstoffe können für jedes beliebige Segment ausgegeben werden. Von besonderem Interesse ist bei dieser Untersuchung der Austausch zwischen den beiden Seehälften, sowie dem Auslauf zum Yuxi River und weiter in den Yangtze. Die Ganglinien der Phosphor- und Chlorophyll-a-Konzentration werden für die Auslaufquerschnitte der westlichen und östlichen Seehälfte angegeben. Die dafür notwendige Unterteilung des Chaosees in zwei Seebecken ist bereits in Kapitel 3.1 beschrieben. Im Modell entfallen 19 Segmente auf die westliche Seehälfte und 30 auf die östliche Seehälfte. Für jedes Segment werden Zeitreihen mit Tagesmittelwerten der wichtigsten Wasserinhaltsstoffe als Ergebnis ermittelt und ausgegeben. Darunter sind alle in Kapitel 4.9 kalibrierten Parameter sowie die hier erweiterten Makrophyten und die Ausgabe des neuen Moduls für die Simulation des Schilfs. Um für die westliche Seehälfte ein repräsentatives Ergebnis zu erhalten, werden die Tageswerte der Ganglinie eines Parameters für alle 19 Segmente gemittelt. Für die östliche Seehälfte werden die verbleibenden 30 Tageswerte der Ganglinien gemittelt.

5.3 Optimierung des Wasserstandes für ein maximales Schilfwachstum

5.3.1 Wachstum und Entwicklung von Schilf unter dem Einfluss eines konstanten Wasserstandes

Es werden die für das Schilfwachstum optimalen Wachstumsbedingungen hinsichtlich des Wasserstandes untersucht. Für diese optimalen Wachstumsbedingungen des Schilfes wird ein konstanter Wasserstand über die Regelung der Abgabe am Sperrwerk bei Chaohu City vorgegeben, der jahreszeitlich unterschiedlich eingestellt wird. Der niedrigste Wasserstand liegt auf

7,3 msl und die dazugehörige durchschnittliche Wassertiefe beträgt 1,0 m. Der für die Schifffahrt benötigte niedrigste Wasserstand liegt bei 7,5 msl (vgl. Tab. 3.2), was einer Wassertiefe von 1,20 m entspricht. Der Normalwasserstand liegt nach Yin und Bernhard (1992) im Chao-see bei 8,3 msl und der höchste konstante Wasserstand, der hier simuliert wird ist 9,0 msl mit einer Wassertiefe von 2,7 m. Beim Normalwasserstand von 8,3 msl beträgt die durchschnittliche Wassertiefe 2,0 m.

Die Entwicklung der Schilfkonzentration bei verschiedenen Wasserständen ist in Abb. 5.2 dargestellt. Eine Schilfkonzentration von 1200 g/m^3 entwickelt sich bei geringem Wasserstand. Bei einem Wasserstand von z. B. 7,5 msl ist das Volumen des Wasserkörpers klein und die Konzentration infolgedessen hoch. Nach Anheben des Wasserstandes wird die Schilfkonzentration aufgrund des höheren Wasservolumens immer geringer. Die absolute Schilfbiomasse bleibt bei allen Wasserständen jedoch gleich (vgl. Abb. 5.3).

In den in Abb. 5.2 dargestellten Modellergebnissen wird nur der im Wasser befindliche Teil der Pflanze, also die Konzentration der Wasserstengel in der Wassersäule, angegeben. Nach Erreichen der in der Wassersäule maximal möglichen Konzentration bleibt diese konstant und das Wachstum setzt sich über dem Wasserspiegel fort (vgl. (Gl. 3.31)). Die mittlere Schilfkonzentration in der westlichen Hälfte des Chao-sees ist bei einem Wasserstand von 7,5 msl am größten und sinkt mit steigendem Volumen bzw. zugeordnetem Wasserstand.

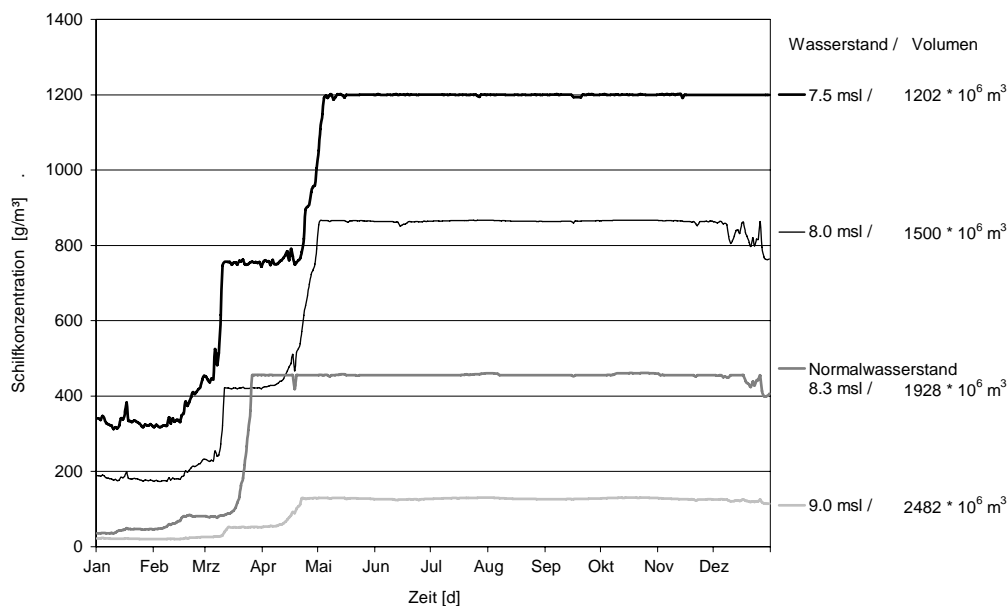


Abb. 5.2: Wachstum des Schilfes im Jahresverlauf bei verschiedenen konstanten Wasserständen, hier im ersten Modellsegment

Bei Betrachtung der maximalen Schilfkonzentration in Abhängigkeit vom Wasserstand, liegen alle Punkte der Schilfkonzentration annähernd auf einer Geraden, was auf ein trapezförmiges Profil des Sees hindeutet (Abb. 5.3). Mit steigendem Wasserstand vergrößert sich auch das Seevolumen, so dass die absolute sich entwickelnde Schilfbiomasse bei jedem Wasserstand gleich bleibt. Die sich bei allen Wasserständen unter Wasser entwickelnde Schilfbiomasse liegt bei $2,65 \cdot 10^5 \text{ t/a}$.

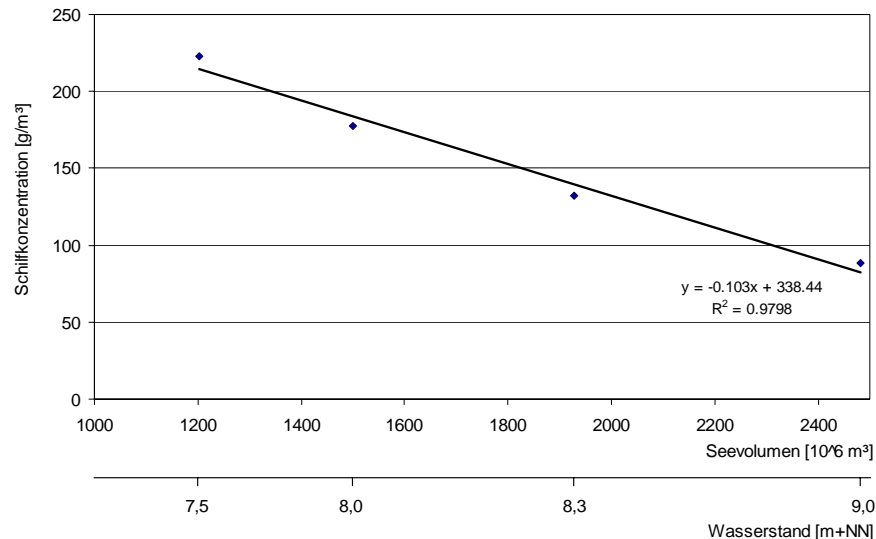


Abb. 5.3: Zusammenhang von Schilfkonzentration und Seevolumen bzw. Wasserstand für das Westbecken. Der Wasserstand bzw. die Wassersäule ist konstant über das Jahr.

Bei angemessenem Wasserstand ist das Wachstum der Adventivwurzeln (siehe Kapitel 3.3) im April abgeschlossen und hat die maximal mögliche Konzentration von 1200 g/m³ in der Wassersäule erreicht. Es findet kein Wachstum innerhalb der Wassersäule mehr statt und die Konzentration bleibt bis zum Jahresende konstant.

Ritterbusch (2004) gibt für das Wachstum der Halme folgende Regelmäßigkeiten an: die mittlere Halmlänge steigt zwischen Mai und Juni sowie zwischen Juni und August. Zwischen August und September gibt es keine Unterschiede, die Halme wachsen nicht mehr in die Länge. Mit den Halmen ist der Luftstengel gemeint, also nur der Teil der oberhalb der Wasseroberfläche wächst. Das Wachstum im Modell findet also früher statt. Das Ende der Wachstumsphase des Schilfs in der Wassersäule entspricht den klimatischen Bedingungen am Chao-see in China. Rodewald-Rudescu (1974) gibt an, dass das Schilfrohr in Kasachstan schon Ende Juli fast seine gesamte Höhe erreicht hat.

Die Abhängigkeit des Schilfwachstums von Zufluss, Wasserstand und Temperatur im Chao-see ist in Abb. 5.4 dargestellt. Die Wassertemperatur ist in Form der kalibrierten Temperaturganglinie für das Jahr 2002 abgebildet. Darin ist der optimale Temperaturbereich in dem das maximale Schilfwachstum stattfindet gekennzeichnet. Dieser bewegt sich zwischen 15°C und 25°C. Das Schilfwachstum verläuft in phänologischen Stadien in Abhängigkeit vom Wasserstand und der Temperatur. Nach Beendigung der Frostperiode beginnt das Wachstum mit dem Keimen der Frühjahrssprosse. Diese durchstoßen die Bodenschicht im Frühjahr. Im April bis Mitte Mai findet das Wachstum der Adventivwurzeln in der Wassersäule statt. Diese wachsen mit einer Geschwindigkeit von 3 – 12 cm täglich durch das Wasser bis an die Wasseroberfläche. Wenn im Wasser die maximal mögliche Schilfkonzentration erreicht ist, setzt sich das Wachstum über der Wasseroberfläche fort. Die Sprossen entfalten dort ihre Blätter und beginnen mit der Photosynthese. Dort gibt es zwei Wachstumsphasen der Schilfhalme, in denen

das Längenwachstum stattfindet. Das Wachstum der Halme ist Ende September abgeschlossen.

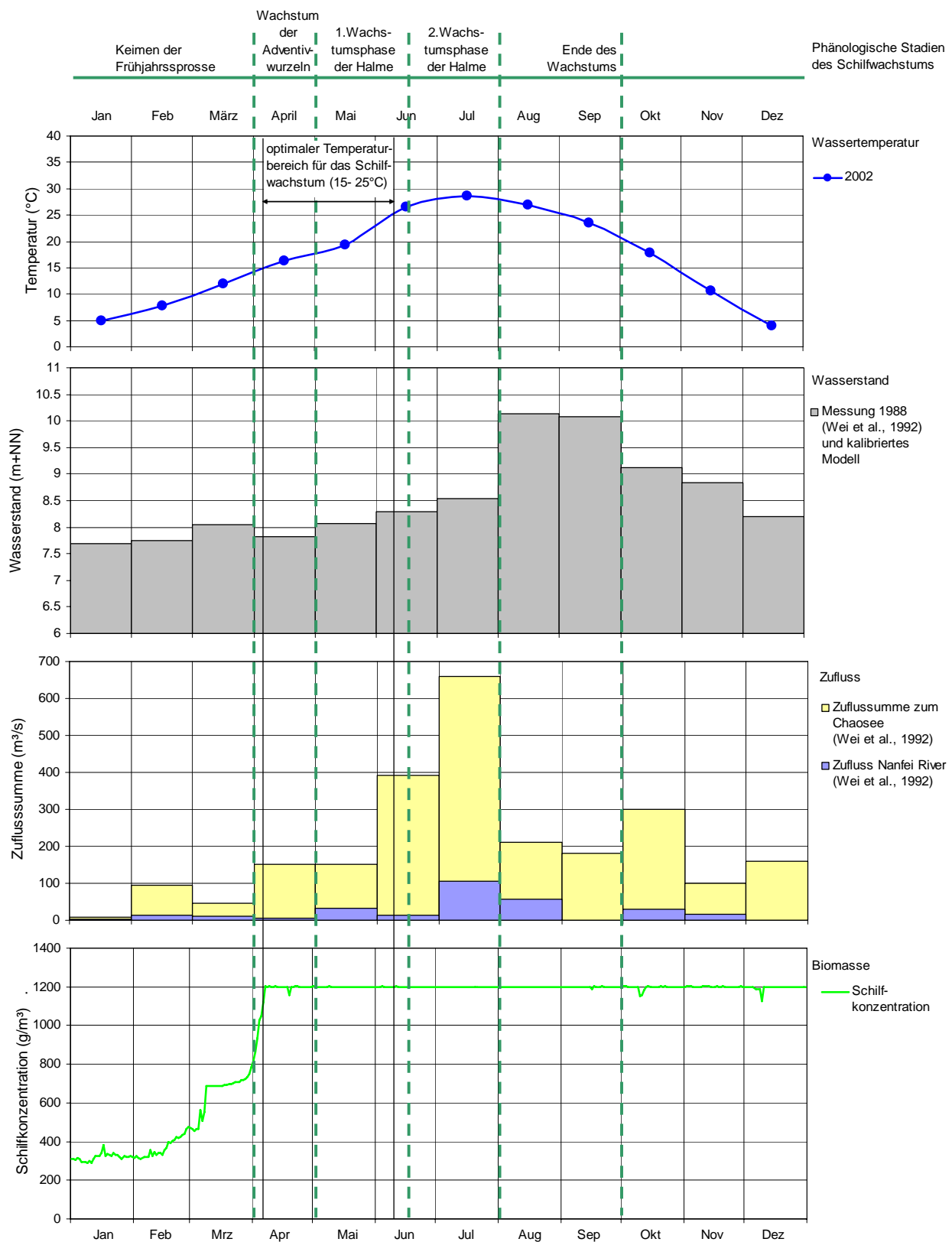


Abb. 5.4: Abhängigkeit des Schilfwachstums im ersten Modellsegment von Zuflusssumme der einmündenden Flüsse in den Chaosee, Wasserstand im See und Temperatur im Chaosee

Dem Schilfrohr ist bei einer ständigen Wassertiefe von 2 – 2,50 m eine Wachstumsgrenze gesetzt, da die Erdsprosse, die an der Erdoberfläche im Frühjahr erscheinen, mit Hilfe der Reservestoffe der Rhizome nicht durch eine so mächtige Wasserschicht getrieben werden können und zugrundegehen. Der Rhizomteil wird dann durch den Verbrauch seiner Reservestoffe und durch das Fehlen der Photosynthese der Haldblätter ebenfalls absterben (Rodewald-Rudescu, 1974). Erst voll entwickelte Schilfhalmblätter können einen Überstau bis zu 12 Wochen überdauern.

Der höchste Wasserstand tritt im Chaosee nach den zwei Wachstumsphasen auf, ist jedoch mit einer Wassertiefe von 3,8 für den Fortbestand des Schilfes zu hoch. Die maximale Länge der Schilfhalmblätter wurde von Ritterbusch (2004) mit 4,10 m beobachtet und Rodewald-Rudescu (1974) empfiehlt für Schilf eine maximale Wassertiefe von 2,50 m.

5.3.2 Wasserstand und Fließgeschwindigkeit für das maximale Schilfwachstum unter Berücksichtigung der Wasserwirtschaft des Chaosees

Die Wasserstandsentwicklung hat Einfluss auf die Entwicklung und das Wachstum des Schilfes. Das zweiphasige Wachstum der Lufthalme des Schilfes ist bei einer gesteuerten Wasserstandsentwicklung für eine maximale Schilfproduktion zu berücksichtigen. Bei starken Wasserstandsschwankungen ist die Zahl und Länge der Zwischenknoten und damit die maximale Halmlänge kleiner als bei einer gleichmäßigen Wassertiefe. Als günstigster Entwicklungsfaktor hat sich eine Wassertiefe von 0,7 bis 1,2 m erwiesen (Rodewald-Rudescu, 1974). In Gebieten mit dieser Wassertiefe kann eine Monokultur mit Schilfpflanzen (*Phragmites australis*) erzielt werden, da in dieser Wassertiefe keine anderen Sumpfpflanzen erscheinen.

Eine optimale Abgabensteuerung bzw. Wasserstandsregelung muss also dem Wachstum des Schilfrohrs folgen. Bis sich der Schilfbestand vollständig entwickelt hat, wird dafür eine niedrigere Wassertiefe von maximal 1,20 m (7,50 msl im Chaosee) gehalten, die anschließend allmählich auf 2,50 m angehoben werden kann. Diese niedrigere Wassertiefe sollte bis zum Ende des Wachstums der Wassertengel oder dem Keimen der Frühjahrssprosse in den Schilfbeständen gehalten werden. Wichtig für den Aufwuchs sind die Frühjahrsmonate, hier können zu hohe Wassertiefen die jungen Halme ertränken. Wenn die Pflanzen halbwegs ausgewachsen sind, vertragen sie auch variable Wasserstände. Parallel zum Wachsen der Schilfpflanzen kann dann von März bis Anfang Mai die Wassertiefe langsam erhöht werden. Danach setzt das Wachstum der Luftstengel ein und eine Maximalwassertiefe von 2,50 m kann eingestellt werden; jedoch nur so weit, daß sich das Längenwachstum der Luftstengel ausreichend weiter entwickeln kann. Eine für das Schilfwachstum optimale Wasserstandsganglinie wird mit der Wachstumskurve des Schilfes während der phänologischen Stadien des Schilfwachstums und dem derzeitigen Wasserstand im Chaosee von der Verfasserin in Abb. 5.5 vorgeschlagen.

Um die unterschiedlichen Ansprüche der wasserwirtschaftlichen Nutzungen des Chaosee zu gewährleisten (vgl. Tab. 3.2), sollte der niedrigste Wasserstand von 7,5 msl nicht unterschritten werden. Dieser Wasserstand wird als untere Grenze für die Abgaberegulierung im Modell verwendet. Unter Berücksichtigung der zwei Wachstumsphasen der Luftstengel vom Schilf,

der vorhergehenden Untersuchungen zur Wassertiefe (vgl. Kapitel 5.3.1) und den wasserwirtschaftlichen Aufgaben des Chaosees kann eine Steuerung des Wasserstandes für ein optimales Schilfwachstum abgeleitet werden (Abb. 5.5). Dabei sollte die niedrigere Wassertiefe eingehalten werden, bis sich die maximal mögliche Konzentration an Wasserstengeln und Adventivwurzeln entwickelt hat und sich die ersten Lufttriebe ausgebildet haben. Dieser Vorgang ist Mitte Mai abgeschlossen. Dann ist die Länge der Lufttriebe bereits ca. 60 cm (vgl. Abb. 3.8)

Mit dem Wachstum der Luftstengel kann die Wassertiefe auf den höchsten Stand von 2,5 m angehoben und, wenn diese erreicht ist, bis zum Oktober aufrechterhalten werden. Ab Mitte Oktober wird der Wasserstand zur Überwinterung wieder abgesenkt bis zum Einsetzen der neuen Vegetationsperiode, um wieder einen niedrigeren Wasserstand für das Wachstum der neuen Frühjahrssprosse zu gewährleisten. In diesem Zeitraum kann das Schilf abgemäht und die Nährstoffe dem System entzogen werden.

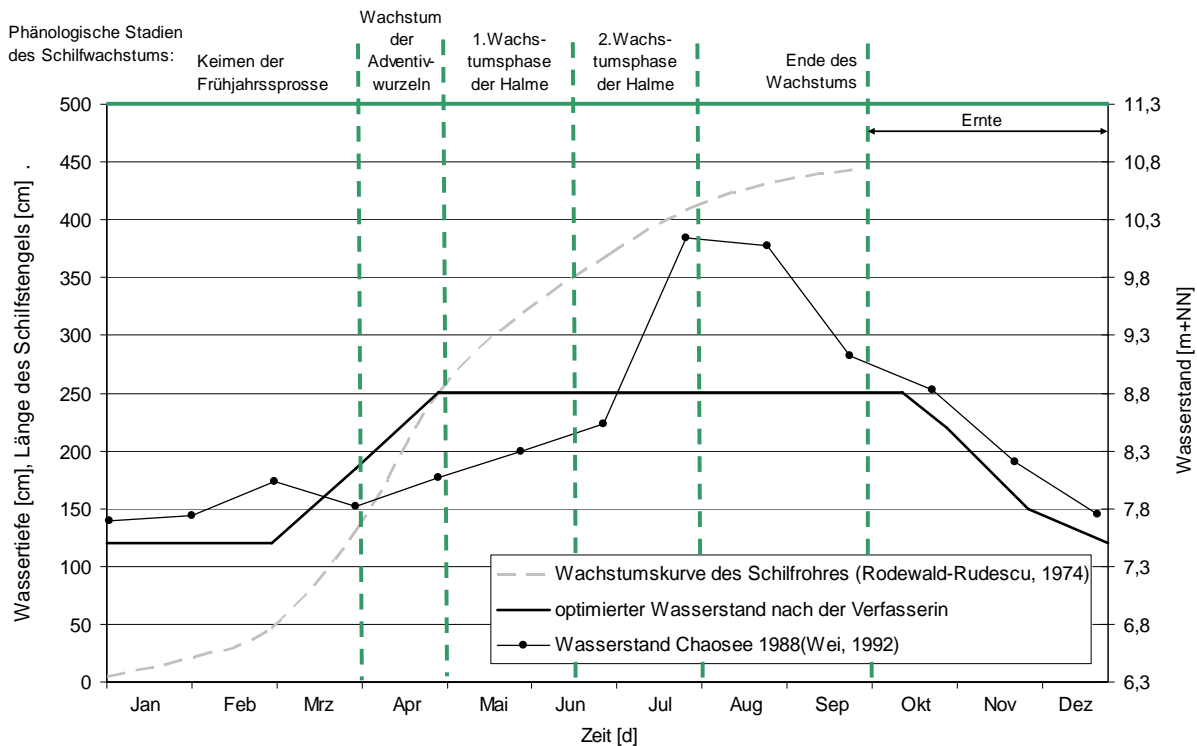


Abb. 5.5: Von der Verfasserin vorgeschlagene Wassertiefe für das Längenwachstum des Schilfrohrs unter Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen Nutzung des Chao-sees mit Wasserstand im See, Wachstumskurve des Schilfrohrs mit phänologischen Stadien

In einem durch Deiche abgetrennten Schilfpolder kann für eine kombinierte Schilf- und Fischwirtschaft im Herbst das Wasser vollständig abgelassen werden. Damit kann ein vollständiges Abfischen ermöglicht werden und die Flächen schneller zum Austrocknen gebracht werden, um eine bessere mechanische Ernteabwicklung zu erzielen (Rodewald-Rudescu, 1974). Bis zum Ende des Winters sollte zum Schutz der Rhizome vor Frost (die niedrigsten Lufttemperaturen liegen am Chaosee bei -5°C) wieder eine Wassertiefe von 1,20 m angestaut werden.

Für eine optimale Stoffretention ist auch entscheidend, wie lange das Wasser in einem Schilfpolder verweilen kann. Die Geschwindigkeit des durchströmenden Wassers sollte nicht mehr als 28 cm/s betragen (Rodewald-Rudescu, 1974). Die Geschwindigkeit im Chaosee liegt im Mittel bei 0,5 cm/s, so dass sich das Schilf ungehindert entwickeln kann.

Das durchfließende Wasser sollte im Schilfpolder eine Mindestaufenthaltszeit haben, damit die für den Stoffrückhalt wichtigen Prozesse ablaufen können. Dafür sind Verweildauern von 3 – 5 Tagen anzustreben. Es gilt die Faustregel, je länger das Wasser gehalten wird, desto höher ist die Stoffretention (Hildmann, 1997).

5.3.3 Maximale Schilfausbreitung bei einem optimierten Wasserstand

Ein See kann mit unterschiedlichen Anteilen seiner Oberfläche mit Schilf bedeckt sein, da dies von der Ausbildung des Litorals und den jahreszeitlichen Schwankungen der Wassertiefe abhängt. Umgekehrt erfordern Gewässerschutz und Biotopentwicklung eines Sees einen gewünschten Bedeckungsgrad der Seeoberfläche mit Schilf und einen für das Schilfwachstum optimalen Wasserstandsverlauf. Bei diesem optimalen Wasserstandsverlauf, der während eines Jahres variieren kann, findet das größtmögliche Schilfwachstum statt (vgl. Kapitel 5.3.2).

Bei einem hohen Bedeckungsgrad muss der Wasserstand im Jahresverlauf durchgehend niedrig gehalten werden, damit sich auch in tieferen Bereichen vom Litoral des Sees Schilf entwickeln kann. Soll der Bedeckungsgrad mit Schilf im See gering sein, wird sich das Schilf eher in den flacheren höher liegenden Uferbereichen ansiedeln. Damit kann der mittlere Wasserstand im See höher gehalten werden. Niedrige Bedeckungsgrade sind auch bei höheren Anfangswasserständen möglich.

In Abb. 5.6 ist der prozentuale Anteil an Schilf am Seequerschnitt in Abhängigkeit vom Wasserstand und der Seebodenneigung 1:n dargestellt. Für die Darstellung wurde angenommen, daß der See beidseitig die gleiche Seebodenneigung hat. Es wird zwischen verschiedenen Schilfanteilen im Seequerschnitt unterschieden, die bis auf 70% anwachsen können. Das Gefälle des Seebodens wird zwischen 1:100 und 1:2000 variiert. Im Chaosee hat der Seeboden ein mittleres Gefälle von 1:1300.

Anhand von Abb. 5.6 wird deutlich, dass sich bei einer niedrigen Wassertiefe und einem geringen Gefälle mehr Schilf entwickelt, als bei einer hohen Wassertiefe und einer steilen Neigung des Seebodens. Das Verhältnis der Abnahme der Schilfbiomasse ist direkt proportional zum Anteil der Schilffläche an der Gesamtwasserfläche. Ein hoher Anteil Schilf, z. B. 70%, entwickelt sich vorwiegend bei einer sehr flachen Seebodenneigung und niedrigen Wasserständen. Bei einem steilen Ufergefälle breitet sich wenig Schilf aus.

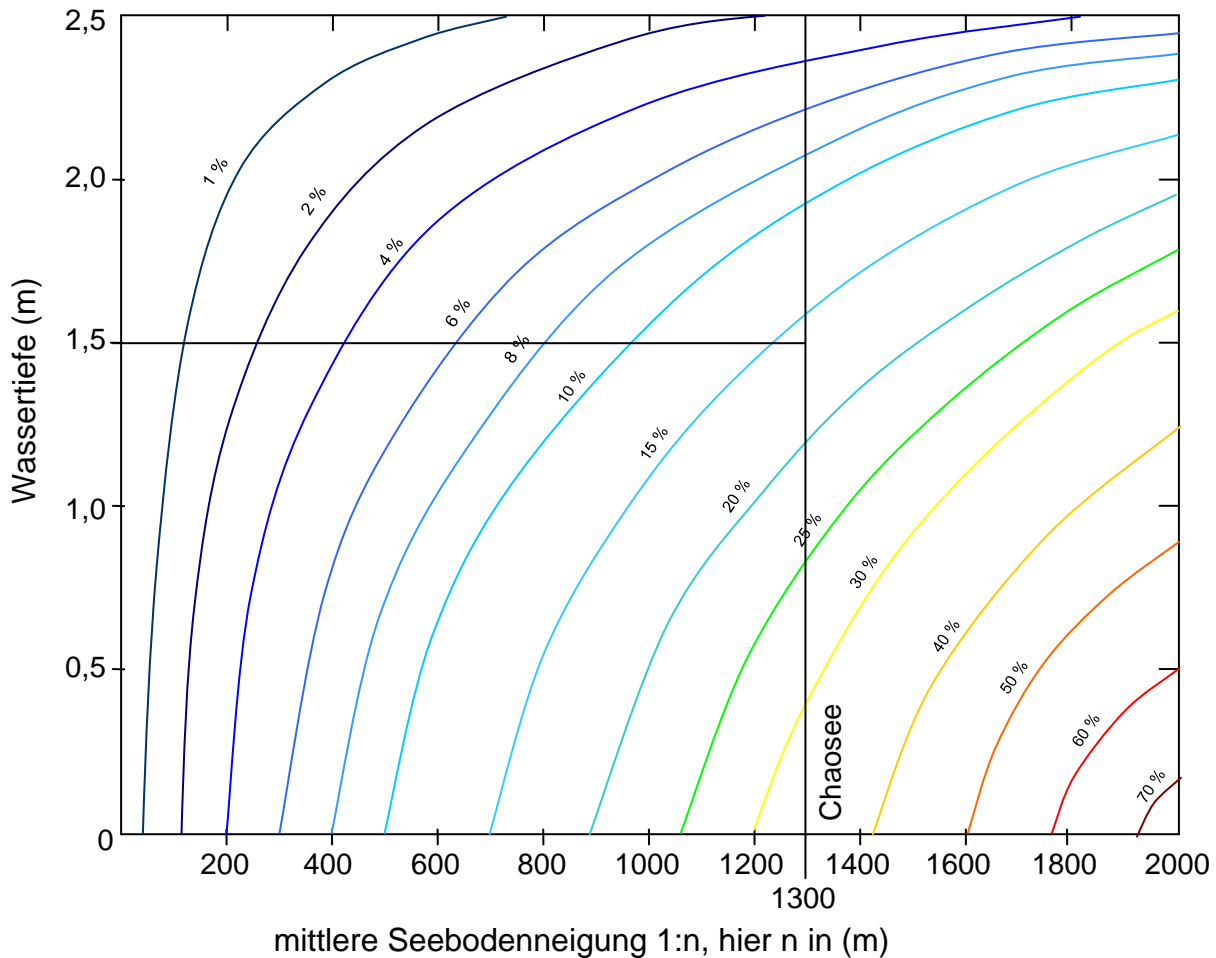


Abb. 5.6: Schilffanteil am Seequerschnitt (%) in Abhängigkeit von der Wassertiefe und der Seebodenneigung

Ablesebeispiel: für eine gegebene Neigung von 1:1300 und einem geplanten Bedeckungsgrad von 15% ergibt sich eine erforderliche Wassertiefe von 1,5 m.

Dieser Zusammenhang zwischen Ufergefälle eines Flachsees der Wassertiefe des Sees und der Schilfausbreitung wurde bislang noch nicht betrachtet und ist in der Weise neuartig. Das Diagramm, das hier von der Verfasserin neu entwickelt wurde, ist auf beliebige Flachseen anwendbar.

5.4 Einfluss von Schilf und submersen Wasserpflanzen auf den Trophiegrad des Chaosees

5.4.1 Einfluss von Schilf auf den Trophiegrad der westlichen und östlichen Seehälfte des Chaosees

Der entscheidende, die Eutrophierung steuernde Nährstoff ist der Phosphor (Dokulil et al., 2001). Die Beziehungen zwischen den externen Phosphor-Einträgen und den resultierenden Phosphorkonzentrationen im See wurden u. a. von Vollenweider (OECD, 1982) mathema-

tisch beschrieben. Er stellt zwischen den Phosphorbelastungen und trophischen Bewertungen einen Zusammenhang her. Als „kritisch“ bezeichnet Vollenweider den Übergang von oligotroph zu mesotroph und als „gefährlich“ den von mesotroph zu eutroph (Dokulil et al., 2001; vgl. Tab. 5.1).

Die mittlere Gesamtposphor-Konzentration im Jahr liegt in der westlichen Seehälfte des Chaooses mit 98.5 mg/m^3 beim Übergang von eutroph zu hypertroph. Es sollen ingenieurbio-logische Maßnahmen entwickelt werden, um die Phosphor-Konzentration zu reduzieren. Beispielhaft wird jeweils in der westlichen und östlichen Seehälfte des Chaooses ein Schilfgürtel angelegt. Dieser hat eine Ausbreitung von 60% der westlichen und 20% der östlichen Seehälfte. Der Schilfgürtel kann sich bis zu einer Wassertiefe von maximal 2,5 m ausbreiten. Die dadurch entstehenden Schilfflächen haben eine Größe von $141,5 \text{ km}^2$ in der westlichen und 123 km^2 in der östlichen Seehälfte (vgl. Kapitel 3.1). In Abb. 5.7 ist die Wirkung dieses Schilfstreifens in beiden Seehälften auf die Gesamtposphorkonzentration über den Jahresverlauf dargestellt. Als gestrichelte Linie ist die Gesamtposphorkonzentration in der westlichen und östlichen Seehälfte ohne die Wirkung eines Schilfgürtels dargestellt. Die durchgezogene Linie stellt die Gesamtposphorkonzentration mit Einfluss des Schilfgürtels dar. Außerdem sind die Übergänge zwischen den einzelnen oben erwähnten Trophiebereichen aus Tab. 5.1 abgebildet.

Zur Veranschaulichung der Ursache für die Gesamtposphorkonzentration im Chaoosee ist die Ganglinie der Phosphorfracht mit der Summe aller Zuflüsse in den Chaoosee sowie der Abgabe über das Sperrwerk dargestellt (Abb. 5.7).

Die Ganglinie für die westliche Seehälfte kann aufgrund der Volldurchmischung in diesem Seebecken als Auslauf des westlichen Beckens in das östliche angesetzt werden und die Ganglinie für das östliche Seebecken als Auslauf aus dem Chaoosee über das Sperrwerk in den Yuxi River.

In der westlichen Seehälfte ist es möglich mit einem im Mittel 2,5 km breiten Schilfstreifen bei einer Uferlänge von 69 km (vgl. auch Kapitel 3.1), die Gesamtposphor-Konzentration aus dem Übergang vom eutrophen in den hypertrophen Bereich vollständig in den eutrophen Bereich abzusenken. In den späten Sommermonaten sinkt die TP-Konzentration sogar bis in den mesotrophen Bereich ab.

In Abb. 5.7 ist zusätzlich der Einfluss eines Schilfgürtels in Uferbereichen der östlichen Seehälfte des Chaooses dargestellt. Die Gesamtposphor-Konzentration schwankt in der östlichen Seehälfte zwischen dem mesotrophen und eutrophen Bereich und kann durch den Schilfgürtel fast durchgehend in den mesotrophen Bereich abgesenkt werden. In den Sommermonaten, wenn die Phosphorfracht in den Zuflüssen zum Chaoosee ansteigt, erhöht sich die TP-Konzentration kurzzeitig bis in den mesotrophen Bereich. Ein kleineres Maximum der Phosphorkonzentration im Frühjahr entsteht durch den ersten Anstieg der Phosphorfracht im Februar. Das Schilf ist zu diesem Zeitpunkt noch nicht sehr weit entwickelt und die Assimilationsleistung ist noch gering, was an der geringen Reduzierung in der Ganglinie der östlichen Seehälfte in Abb. 5.7 deutlich wird.

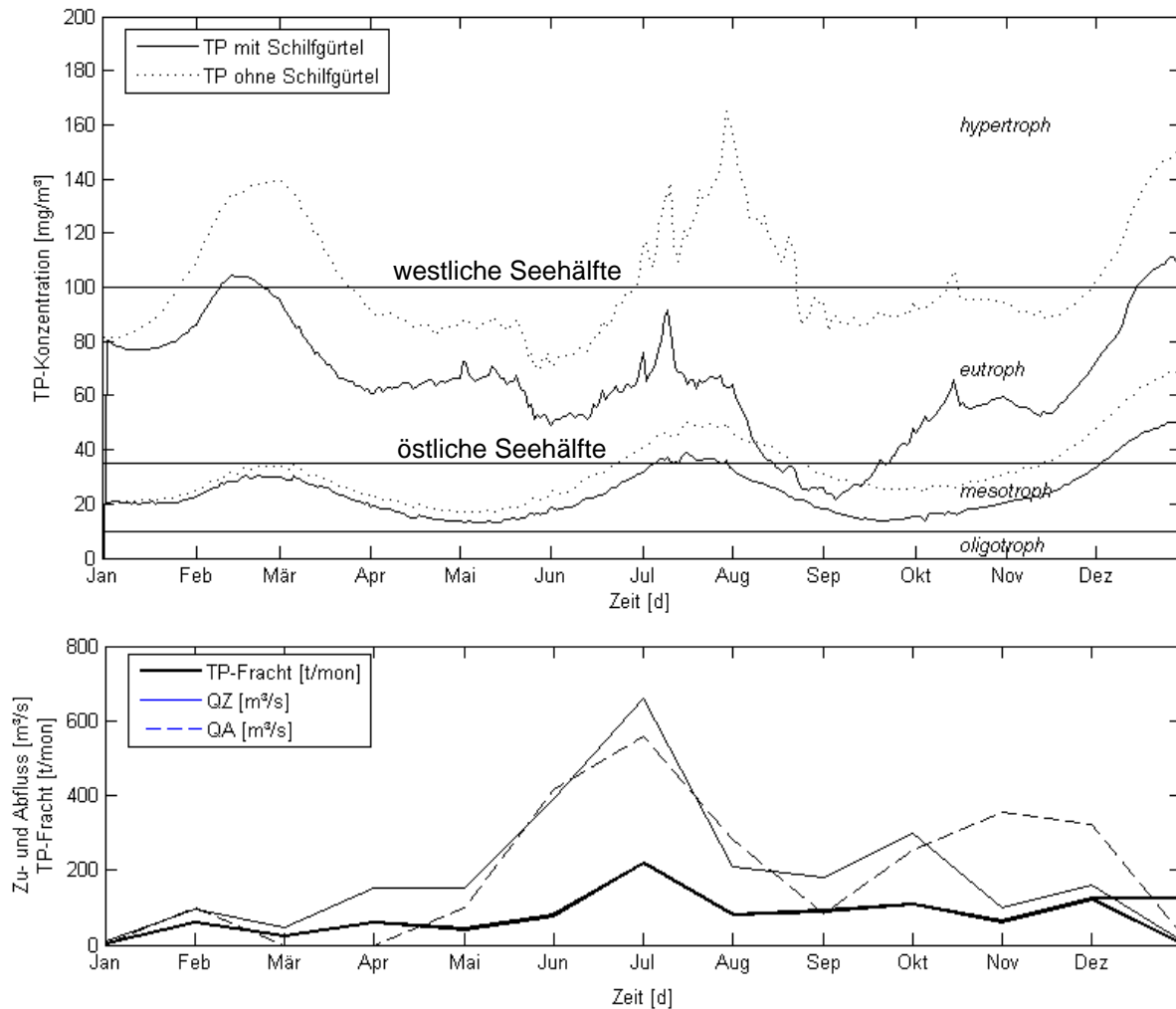


Abb. 5.7: Ganglinie der Gesamtposphorkonzentration mit und ohne Schilfgürtel für die westliche und östliche Seehälfte (oben) und TP-Fracht im / mit Zu- und Abfluss für den gesamten See nach (Wei, 1992, unten)

Die Phosphorretention ist in der östlichen Seehälfte geringer, da der Anteil der mit Schilf bepflanzten Fläche mit 20% geringer ist, als in der westlichen Seehälfte. Da die Wasserqualität hinsichtlich des Trophiegrades ohnehin schon sehr viel besser ist, als in der westlichen Seehälfte ist der Anteil der Schilfbedeckung ausreichend.

5.4.2 Kombinierte Bepflanzung mit Schilf und submersen Makrophyten

Bei einer Kombination von Schilf und submersen Makrophyten wird für die Schilfart *Phragmites australis* und das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) jeweils die resultierende mittlere Phosphorkonzentration für verschiedene Anteile an der Seeoberfläche ermittelt. In Abb. 5.8 sind die Berechnungsergebnisse für die Assimilationsleistung der jeweiligen Pflanzenart sowie die dazu ermittelte Regressionskurve dargestellt.

Dabei wurde als 100-prozentiger Makrophytenanteil an der Seefläche die vollständige Bedeckung des westlichen Seebeckens des Chaooses simuliert. Die westliche Seehälfte stellt mit 245 km² ca. 31% der gesamten Seefläche.

Bei dem theoretischen Fall der vollständigen Bedeckung der westlichen Seehälfte wird die Phosphorkonzentration bis auf 59 mg/m³ bzw. 60 % durch die Nährstoffassimilation von *Phragmites australis* reduziert. Die Phosphorretention liegt somit bei 40%. Die mittlere Phosphorkonzentration im Chaoosee im Ist-Zustand ohne den Einfluss eines Schilfgürtels liegt bei 98,5 mg/m³.

Für eine submerse Wasserpflanze, das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), ist die Reduzierung etwas geringer und die daraus resultierende Phosphorkonzentration beträgt bei der vollständigen Bedeckung 73,3 mg/m³, d. h. ein Phosphorretention um 26%. Das Schilf bewirkt also im Vergleich zur submersen Wasserpflanze nach Abb. 5.8 einen höheren Phosphorrückhalt.

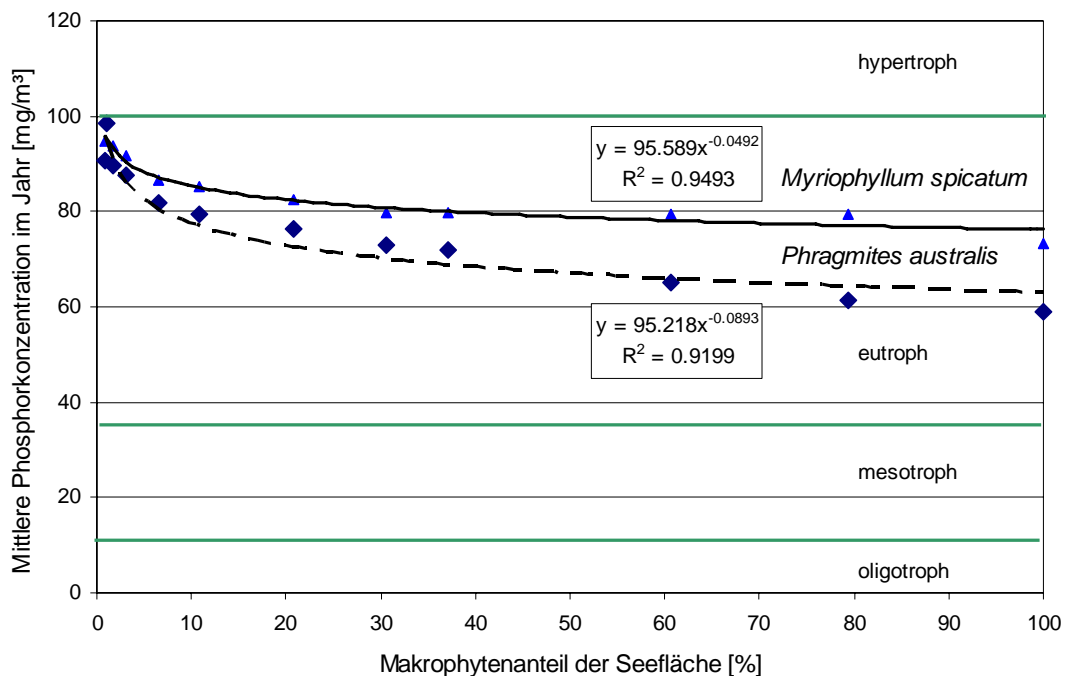


Abb. 5.8: Einfluss der Wasserpflanzen (Helophyten: *Phragmites australis* und submerse Makrophyten: *Myriophyllum spicatum*) auf die mittlere Phosphorkonzentration in der westlichen Seehälfte des Chaoosee

Zum Vergleich ist in Abb. 5.9 der Phosphorrückhalt im Chaoosee und verschiedener Seen, an dem ein Schilfgürtel hinsichtlich der Phosphorretention untersucht wurde, dargestellt.

Am Chaoosee kann eine Phosphorretention von 40% für Schilf und 26% für das Ährige Tausendblatt mit dem Modell simuliert werden. Diese Retentionsleistung entsteht bei einer theoretischen Schilfbedeckung von 100% der westlichen Seehälfte.

Am Sempachersee wurde die jährliche Phosphat-Fracht mit Hilfe von Retentionsweihern zurückgehalten (Reinhardt et al., 2005, Heinisch, 2003). Da hier ein Bedeckungsgrad nicht an-

gegeben ist, wurde für die Darstellung in der Grafik eine mittlere 50-prozentige Bedeckung angenommen.

Schulz und Köhler (2006) untersuchten die Phosphorretention in Makrophytenbeständen an der Müggelspree, einem Abschnitt der Spree. Bei dichten Makrophytenbeständen konnten sie eine Phosphor-Retention bis zu 20% beobachten. Der Anteil der dichten Bestände wurde von ihnen mit 70% angenommen. Die Retention bei einer mittleren Makrophytendichte von 38% lag bei den Untersuchungen bei 12,2%.

Am Dümmer See (Ripl et al., 1994) wurden sehr hohe Phosphor-Rückhalte beobachtet. Diese wurden hier nach drei- und vierjähriger Wachstumszeit mit einer optimierten Steuerung eines Schilfpolders im Nebenschluss erzielt. Dieser Polder lag im Nebenschluss des Dümmersees und der Wasserspiegel konnte unabhängig vom Dümmersee gesteuert werden.

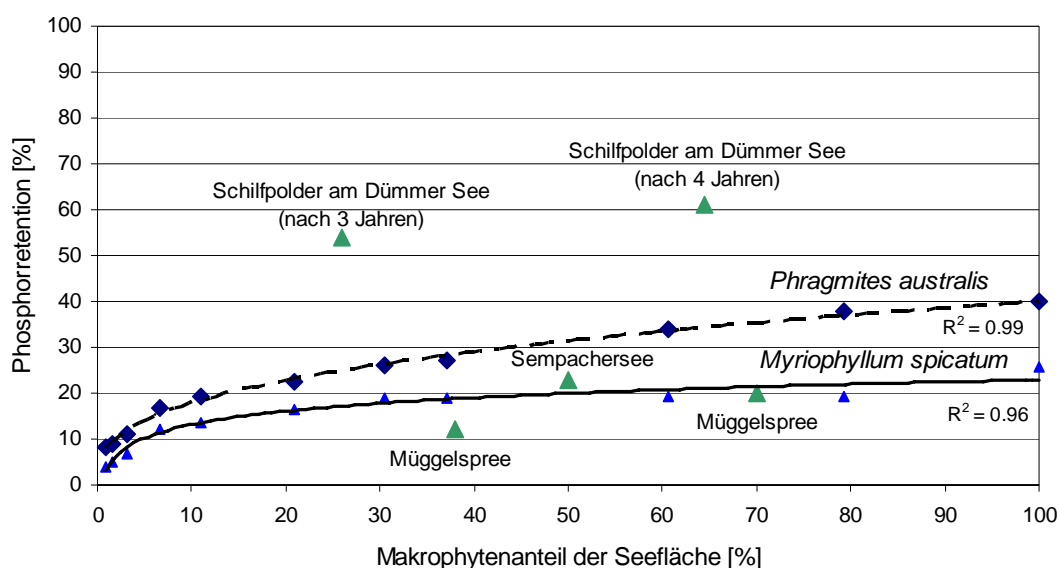


Abb. 5.9: Phosphorretention durch Schilf (*Phragmites australis*) und submerse Wasserpflanzen (*Myriophyllum spicatum*) im Vergleich mit anderen Seen

Über das Zusammenspiel von Schilf und submersen Wasserpflanzen als variierende Anteile einer kompletten Bedeckung der Seefläche kann der Phosphorrückhalt ermittelt werden. Dazu werden im Modell bei z. B. 30% Schilfanteil an der Seeoberfläche zusätzlich 70% submerse Wasserpflanzen eingesetzt. Diese Kombination aus Schilf und submersen Wasserpflanzen bewirkt einen Phosphor-Rückhalt von ca. 35%. Die Wirkung der Kombination von Schilf und submersen Wasserpflanzen steigt mit steigendem Schilfanteil an. Bei vollständiger Schilfbepflanzung liegt der Phosphor-Rückhalt bei etwa 40%. Anhand Abb. 5.10 wird deutlich, dass die Assimilationsleistung von Schilf in Bezug auf den Phosphor höher ist als die der submersen Makrophyten.

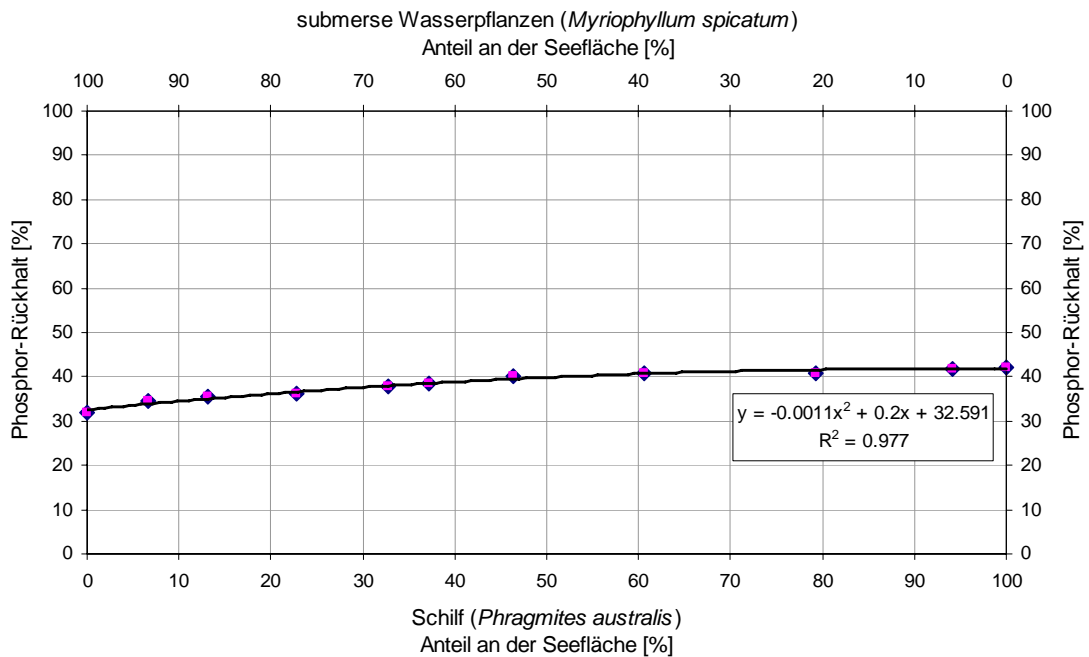


Abb. 5.10: Phosphor-Rückhalt durch submerse Wasserpflanzen und Schilf bei einer Anfangskonzentration von TP = 98,5 mg/m³

5.5 Der Einfluss des Wasserstandes auf den Trophiegrad

Es wird der Einfluss eines konstanten Wasserstandes von 7,50 msl auf die Phosphor-Konzentration im Chaosee untersucht. Da bei niedrigen Wasserständen das Wasservolumen im See geringer ist, steigt die Phosphor-Konzentration im Wasserkörper an. Durch den Schilfgürtel wird diese Konzentration reduziert. Jedoch ist diese Reduzierung wegen des durchgehend niedrigen Wasserstandes begrenzt, was für Gesamtphosphor in Abb. 5.11 dargestellt ist.

Durch den niedrigen Wasserstand im Chaosee, steigt die Gesamtphosphor-Konzentration bei gleich bleibender Zuflussfracht des Phosphors in den Sommermonaten an (vgl. Abb. 5.7 unten). Das wird mit der erhöhten Spitze in der Phosphorganglinie verdeutlicht. In Abb. 5.7 liegt das Maximum der Phosphor-Konzentration mit der ursprünglichen Abgabesteuerung des Chaosees in den Sommermonaten bei ca. 160 mg/m³. Bei einem konstanten Wasserspiegel von 7,5 msl ist in den Sommermonaten durch das geringere Wasservolumen im Chaosee der Verdünnungseffekt geringer, so dass die maximale Gesamtphosphor-Konzentration bis auf 200 mg/m³ ansteigt (Abb. 5.11). Durch einen Schilfgürtel mit einem Anteil an der westlichen Seeoberfläche von 60% kann dieses Maximum im Sommer nur wenig reduziert werden und in den Sommermonaten wird wieder der hypertrophe Trophiegrad erreicht.

In Abb. 5.11 ist der Einfluss einer 60-prozentigen Schilfbedeckung auf die TP-Konzentration in der westlichen Seehälfte des Chaosees dargestellt. Diese Schilfbedeckung entspricht dem Anteil an Schilf, der bis zu einer Wassertiefe von 2,50 m in der Uferzone wurzelt.

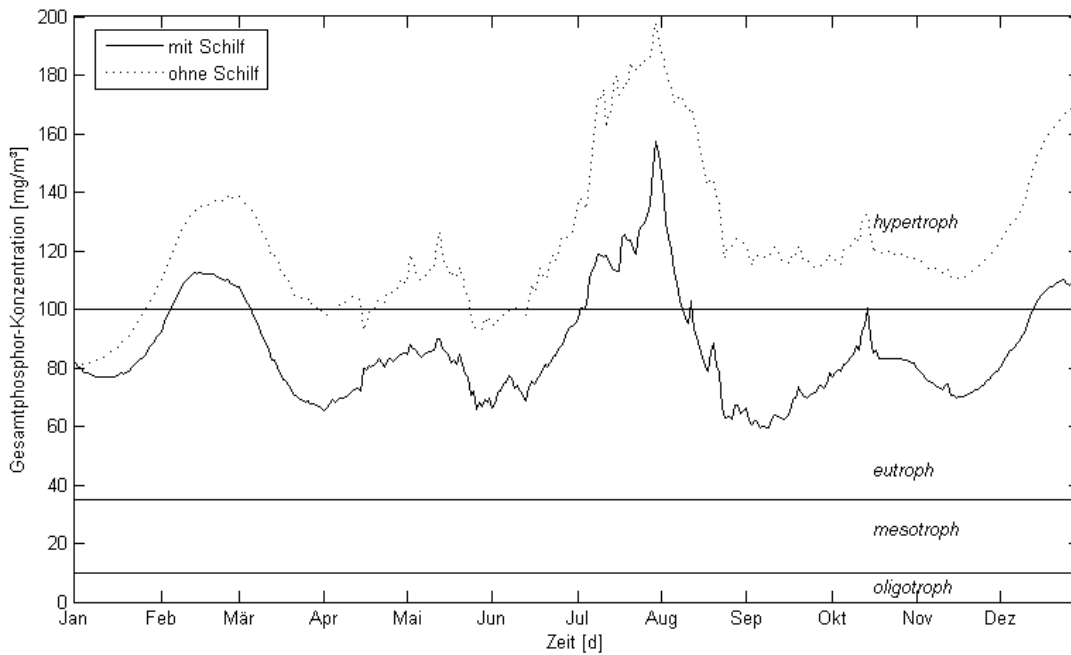


Abb. 5.11: Ganglinie der TP-Konzentration bei einem konstanten Wasserstand von 7,5 msl mit und ohne Schilfgürtel in der westlichen Seehälfte des Chaosees

Mit der ursprünglichen Steuerung nach Wei et al. (1992, in Abb. 5.5) wurden die im September auftretenden hohen Phosphorkonzentrationen durch einen hohen Wasserstand so weit verdünnt, dass in dieser Zeit der Trophiegrad durch den Schilfgürtel bis in den mesotrophen Bereich abgesenkt werden konnte. Diese starke Reduktion ist mit einer Steuerung, die einen konstanten Wasserstand von 7,5 msl im Chaosee hält, nicht möglich.

Der hohe Wasserstand nach Wei et al. (1992) über mehrere Monate würde zu einem unzulässig langen Überstau des Schilfes führen, was auf lange Sicht einen starken Rückgang des Schilfs zur Folge hätte. Es muss dafür für den Chaosee eine Steuerung eingehalten werden, die das Wachstum des Schilfes und damit die erhöhte Kapazität zur Nährstoffassimilation mitberücksichtigt. Dafür wurde der in Abb. 5.5 dargestellte optimierte Wasserstandsverlauf in das Modell integriert.

Mit dieser Wasserstandsganglinie ergibt sich die in nachfolgende Ganglinie der Gesamtphosphor-Konzentration nach Abb. 5.12. Hier wurde mit einem Anteil von Schilf an der Seeoberfläche von 60% gerechnet, der einer Uferbepflanzung bis zu einer Tiefe von 2,5 m entspricht. Es kann mit der für das Schilfwachstum optimalen Steuerung der eutrophe Trophiegrad erreicht werden.

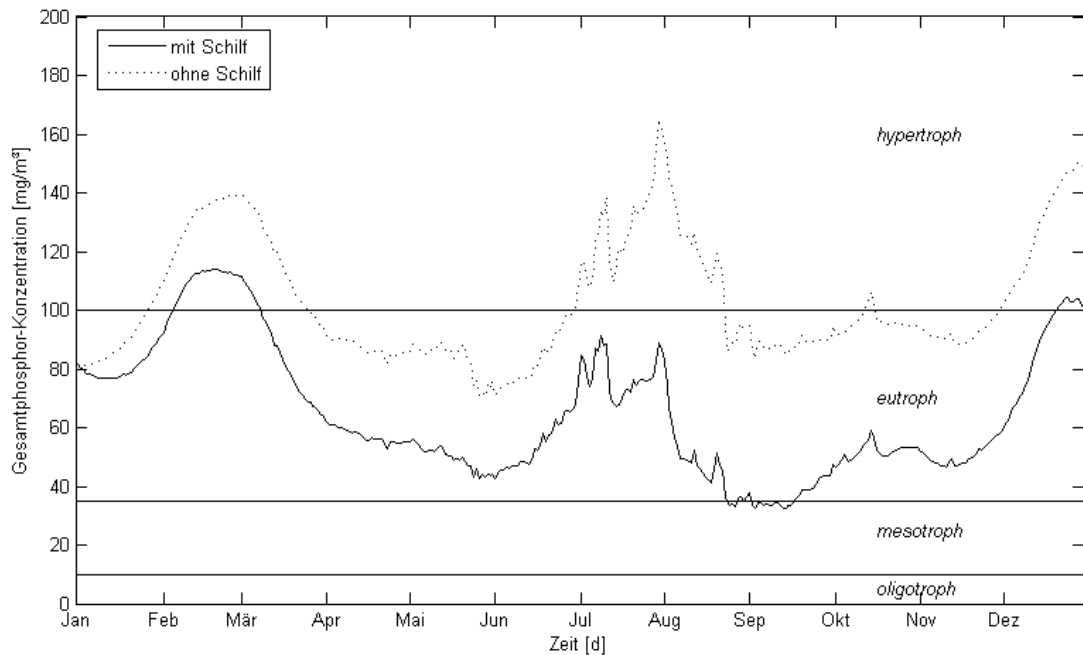


Abb. 5.12: Ganglinie der TP-Konzentration bei einem für das Schilfwachstum optimierten Wasserstand mit und ohne Schilfgürtel

Die Phosphor-Fracht in den Sommermonaten Juni bis August wird während der Regenzeit mit den Abflüssen aus dem Einzugsgebiet in den See geführt. In Abb. 5.14 (unten) ist die Ganglinie der Phosphor-Fracht über das Jahr annähernd konstant, d. h. sie stammt aus anthropogenen Einleitungen, und hat aber während der Sommermonate zur Zeit der höchsten Zuflüsse in den See ihr Maximum infolge diffuser Phosphorzuläufe aus der Landwirtschaft.

Mit dieser Steuerung wäre eine Trinkwassernutzung des Seewassers nur mit weiteren Maßnahmen im See, z.B. Vorsperren an der Mündung stark belasteter Zuläufe möglich. Das Wasser der großen Zuflüsse mit der höchsten Phosphorfracht kann durch Vorsperren geleitet werden. Diese Vorsperren müssen so dimensioniert werden, dass sie die entsprechende Phosphor-Fracht aufnehmen. Diese Variante wird im folgenden Kapitel untersucht.

5.6 Reduzierung der Phosphorfracht in den Zuläufen

Eine andere Möglichkeit besteht in der Phosphorreduktion der Zuläufe. Alle Phosphorfrachten setzen sich aus den Abläufen diffuser und punktueller Quellen zusammen. Es ist für die Flüsse anzunehmen (nach Abb. 5.14), dass die diffusen Belastungen im Juli erhöht stattfinden. Aus Abb. 5.14 (untere Grafik) wird deutlich, dass die größte Phosphorfracht während der Regenzeit in den See eingetragen wird. Zusätzlich zum Eintrag aus Einleitungen, die über das Jahr annähernd konstant sind, gelangt Phosphor aus den landwirtschaftlichen Flächen, über Erosion und diffuse Zuflüsse in die Flüsse und in den See. Um diesen Phosphoreintrag zu reduzieren, können an den wichtigsten phosphortragenden Zuläufen zum See Vorsperren zur Sedimentation des partikelgebundenen Phosphors installiert werden.

Die Zuläufe mit den größten Phosphorfrachten sind der Hangbu River, der 25,5 % der gesamten Phosphormenge in den See bringt und der Nanfei River, der 37,9 % in den Chaosee leitet (Wei, 1992). Über viele kleine Zuflüsse gelangen 16,5 % in den See. Die verbleibenden 20,1% der Phosphorfracht verteilen sich auf die Flüsse Paihe River, Baishi River, Zhao River und Zhegao River.

Das Jahresmittel der Zuflusssumme zum Chaosee beträgt 204,4 m³/s (vgl. Abb. 5.14, unten), dies entspricht dem Zufluss aus allen Flüssen, die in den Chaosee münden. Die mit diesen Zuflüssen eingebrachte Phosphorfracht liegt bei einer Jahressumme vom 945,7 t/a und die mittlere Phosphorfracht pro Monat dann bei 78,8 t/mon.

Ist nur der Jahresmittelwert der Zuflussmenge einer Vorsperre bekannt, kann die mittlere jährliche Phosphorelimination auf der Grundlage der mittleren theoretischen Verweilzeit im Reaktionsraum der Vorsperre (= euphotische Zone) bestimmt werden:

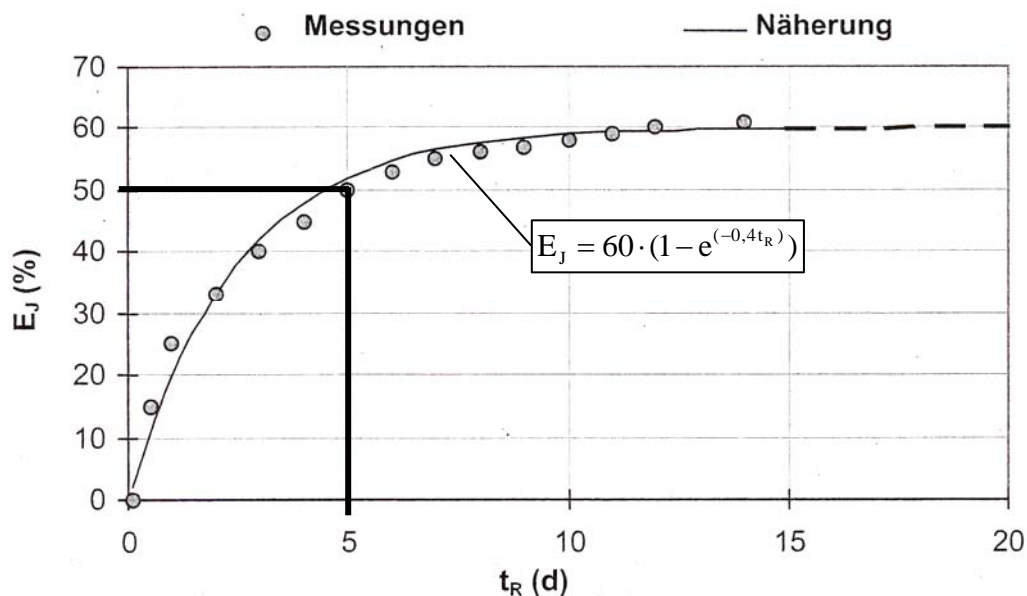


Abb. 5.13: Mittlere jährliche P-Elimination E_J in Abhängigkeit von der mittleren theoretischen Verweilzeit t_R im Reaktionsraum (DWA, 2005)

Soll die Phosphorfracht um 50% reduziert werden, muss die mittlere Verweilzeit 5 Tage in der Vorsperre betragen (Abb. 5.13). Damit ergibt sich als Volumen des Reaktionsraumes V_R für Vorsperren im Chaosee mit einem mittleren jährlichen Zufluss von $Q_J = 204,4 \text{ m}^3/\text{s}$ und einer fünftägigen Aufenthaltszeit t_R :

$$V_R = Q_J \cdot t_R = 204,4 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \cdot 5 \text{ d} \cdot 86400 = 88,3 \text{ Mio. m}^3 \quad (\text{Gl. 4.1})$$

Da wie oben beschrieben die größten Zuflussmengen und Phosphorfrachten über den Nanfei und den Hangbu River in den Chaosee gelangen, sind für diese beiden Flüsse Vorsperren besonders wirkungsvoll. Über den Nanfei River kommen 13,6 % des gesamten mittleren jährlichen Zuflusses in den Chaosee, so daß eine Vorsperre dafür einen Reaktionsraum von 12 Mio. m³ aufweisen müsste. Eine Vorsperre am Hanbu River, der 37,1 % des mittleren jährlichen Zuflusses hat, müsste der Reaktionsraum der Vorsperre 32,8 Mio. m³ groß sein.

Im Modell wird der Einbau von Vorsperren über die Reduzierung der Phosphorkonzentration in den Zuläufen simuliert. Wie in dem obigen Beispiel für eine 50-prozentige Reduzierung der Phosphorfracht in den Zuläufen durch Vorsperren, werden auch hier im Modell die Zuflussfrachten zum Chausee um 50% reduziert. Zusätzlich wird der Einfluss des Schilfgürtels dabei mitberücksichtigt.

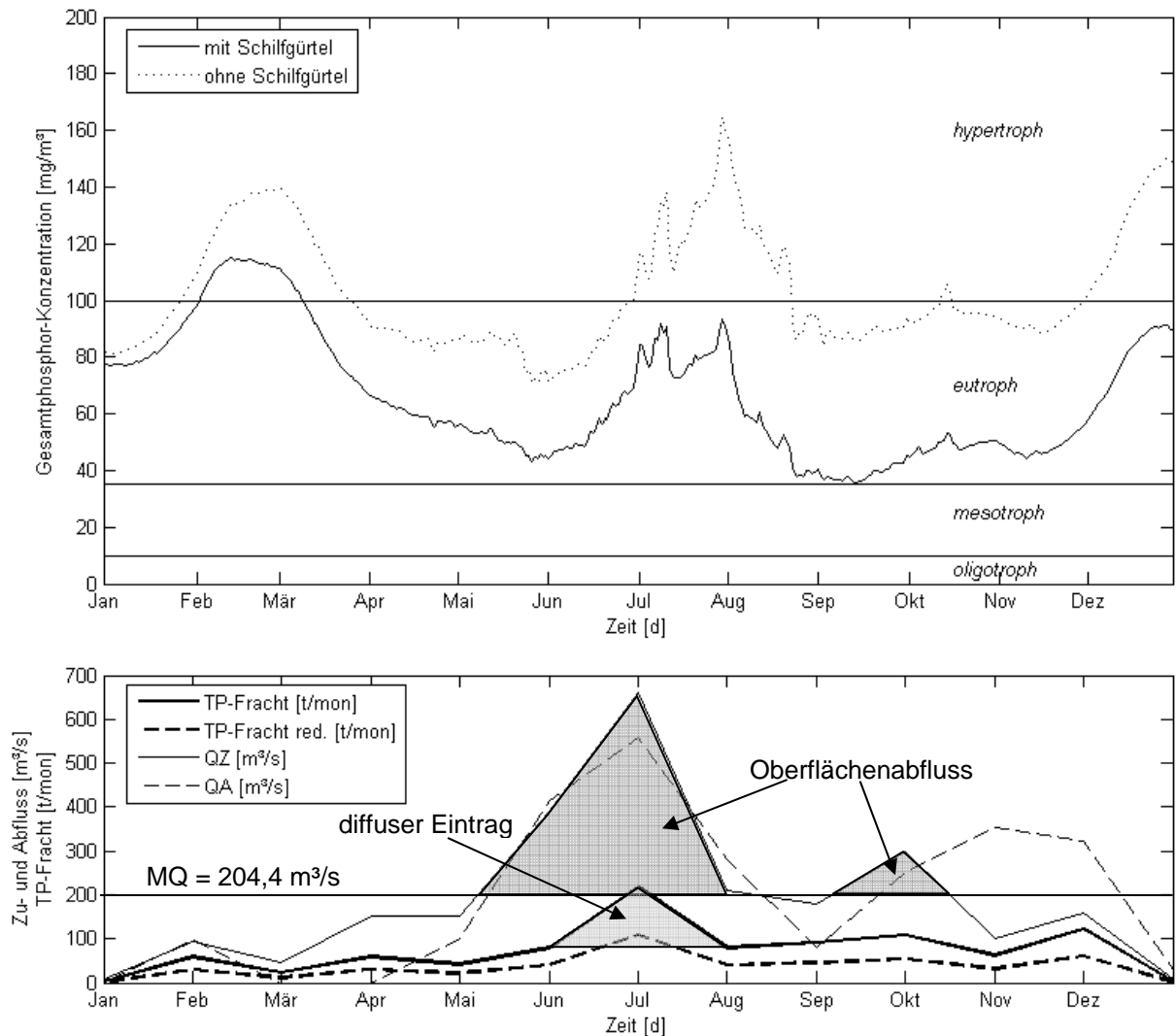


Abb. 5.14: Ganglinie der Gesamtphosphor-Konzentration in der westlichen Seehälfte nach Reduzierung der Phosphorfrachten in den Zuläufen durch Vorsperren mit und ohne Schilfgürtel sowie Zu- und Abflussganglinie mit TP-Frachten

Im Modell hat im Vergleich zum Einfluss des Schilfgürtels (vgl. Abb. 5.12) die zusätzliche Phosphorreduzierung in den Zuläufen zum Chausee nur einen geringen Einfluss auf den Trophiegrad in der westlichen und östlichen Seehälfte.

Der Trophiegrad der westlichen Seehälfte liegt im eutrophen Bereich. Im September wird kurzzeitig eine Verbesserung in den mesotrophen Trophiebereich erreicht (Abb. 5.14).

Die Auswirkung dieser Phosphorreduktion in den Zuflüssen auf die Chlorophyll-a-Konzentration ist in Abb. 5.15 dargestellt. Durch die Kombination aus Schilfbepflanzung und Vorsperren kann die Chlorophyll-a-Konzentration in der östlichen Seehälfte im Frühjahr und

im Herbst so weit abgesenkt werden daß in der östlichen Seehälfte Trinkwasserqualität erreicht wird. Zur Zeit der größten Abflüsse aus den Flüssen in den Chaosee und der Einträge der größten Nährstofffrachten, in den Sommermonaten, steigt die Konzentration kurzzeitig wieder an, wird aber durch die Assimilationsleistung des Schilfes und durch die reduzierte Nährstoffkonzentration im Wasser wieder unter den WHO-Grenzwert für Trinkwasser abgesenkt.

In der westlichen Seehälfte wäre die Nutzung für Freizeit und Erholung bei dieser Variante möglich und die Wasserqualität für ein Badegewässer erreicht.

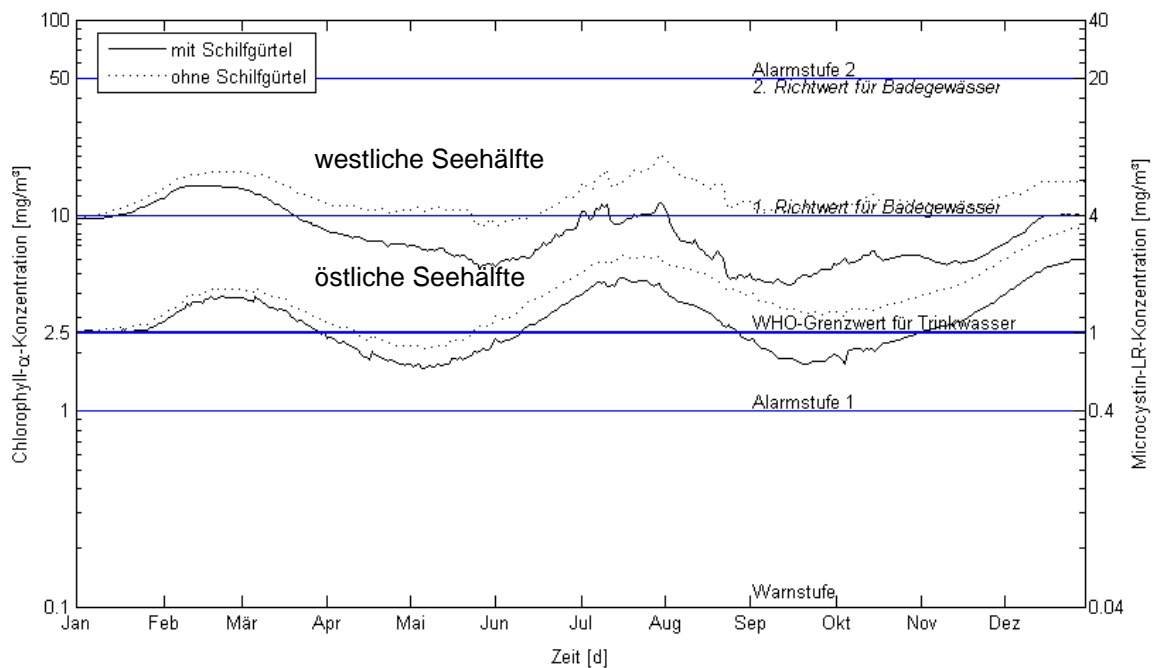


Abb. 5.15: Ganglinie der Chlorophyll-a-Konzentration in der westlichen und östlichen Seehälfte nach Reduzierung der Phosphorfrachten in den Zuläufen mit und ohne Schilfgürtel

Der Vorteil solcher Vorsperren liegt in der ganzjährigen Funktionsfähigkeit des Reaktionsraumes für eine gemäßigte Klimazone. Im Vergleich zu Makrophyten haben diese im Winter keinen eingeschränkten Betrieb. Die Makrophyten oder auch das Schilf haben in den Wintermonaten keine Assimilationsleistung, da bei diesen das Wachstum aufgrund der niedrigen Temperaturen eingeschränkt ist. Des Weiteren sollten im Winter die Makrophyten oder das Schilf abgemäht werden, um die Nährstoffe aus dem Wasserkörper zu entfernen. Die Vorsperre wirkt wie eine Nährstofffalle bereits vor dem Einlauf in den See und die Nährstoffe gelangen gar nicht erst in den Wasserkörper.

5.7 Reduzierung der Cyanotoxine zur Rohwasserentnahme

5.7.1 Grenzwerte für die Microcystin-LR-Konzentrationen für verschiedene Nutzungen

Warnstufe

Die Warnstufe umfasst die möglichen frühen Stadien einer Algenblütenentwicklung. Cyanobakterien werden erstmals in der Rohwasserprobe festgestellt. Der Wert für die Warnstufe ist die Feststellung 1 Kolonie oder 5 Fäden/ml von Cyanobakterien in einer Wasserprobe. Veränderungen in Geschmack und Geruch sind bei Auftreten einiger Blaualgen in der Trinkwasserversorgung ebenfalls feststellbar, wenn die Population höhere Werte erreicht. Jedoch produziert die Blaualge *Microcystis* nur sehr schwach riechende Komponenten, die erst bei sehr viel höheren Zellkonzentrationen feststellbar sind.

In jedem Fall sollte bei Erreichen der Warnstufe die Frequenz der Probennahme auf mindestens einmal pro Woche erhöht werden, so dass Veränderungen der cyanobakteriellen Biomasse rechtzeitig festgestellt werden können.

Alarmstufe 1

Die Alarmstufe 1 liegt noch unterhalb des Grenzwertes für eine direkte Nutzung des Rohwassers ohne eine Aufbereitung für Cyanobakterien. Die Grenzwerte für die Alarmstufe 1 wurden von der WHO-Richtlinie für das Toxin Microcystin-LR abgeleitet. Die erste Alarmstufe ist erreicht, wenn in der Wasserprobe eine cyanobakterielle Biomasse ≥ 2000 Zellen/ml gezählt oder ein Biovolumen von $\geq 0,2 \text{ mm}^3/\text{l}$ oder eine Chlorophyll-a-Konzentration $\geq 1 \text{ }\mu\text{g/l}$, was $0,4 \text{ }\mu\text{g/l}$ Microcystin entspricht, gemessen wurde. Dieser Grenzwert für die Biomasse an Cyanobakterien gilt unter der Annahme, dass diese Toxine produzieren.

Bei Erreichen dieser Alarmstufe ist der Toxingehalt der Cyanobakterien quantitativ zu analysieren, z.B. mit dem Flüssigchromatographie-Verfahren HPLC oder dem immunologischen Nachweisverfahren ELISA zur Bestimmung des Microcystins.

Bei dieser Alarmstufe ist abzuschätzen, ob ein weiteres Ansteigen der Blaualgenblüte zu erwarten ist.

Das wöchentliche Monitoringprogramm sollte nun auf den gesamten Wasserkörper ausgedehnt werden, um die räumliche Ausbreitung der Cyanobakterien und damit der Toxinkonzentration zu beobachten.

Nach Überschreiten der Alarmstufe 1 ist eine besondere Trinkwasseraufbereitung erforderlich. Das Seewasser kann aber unter bestimmten Bedingungen noch zum Baden im See genutzt werden.

1. Richtwert für Badegewässer

Bei diesem Richtwert der WHO für die Freizeitnutzung des Gewässers zum Baden besteht nach Welker et al. (2004) ein niedriges Risiko gesundheitlicher Beeinträchtigungen beim Hautkontakt.

Für den Schutz der Gesundheit vor reizenden oder allergischen Effekten wird ein Grenzwert der cyanobakteriellen Biomasse von ≥ 20.000 Zellen/ml empfohlen. Dieser Wert entspricht einer Chlorophyll-a-Konzentration von $10 \mu\text{g/l}$ bei cyanobakteriendominanz im Gewässer (Ramsay, 2002). Bei dieser Cyanobakterienkonzentration sind $2\text{--}4 \mu\text{g/l}$ Microcystin zu erwarten.

Alarmstufe 2 und 2. Richtwert für Badegewässer

Die Grenzwerte für die Alarmstufe 2 und den 2. Richtwert für Badegewässer beschreiben eine etablierte toxische Algenblüte mit einer hohen Biomasse und lokalen Schaumbildungen.

Es besteht bereits ein mittleres Risiko gesundheitlicher Auswirkungen. Eine cyanobakterielle Biomasse von ≥ 100.000 Zellen/ml entspricht einer Chlorophyll-a-Konzentration von ungefähr $50 \mu\text{g/l}$ bei Cyanobakteriendominanz im Gewässer. Bei dieser Höhe sind Toxinkonzentrationen von $20 \mu\text{g/l}$ Microcystin möglich, wenn die Algenblüte aus *Microcystis* besteht. Bei der Dominanz von *Planktothrix agardii* können sich diese Werte sogar verdoppeln. Diese Werte entsprechen dem zwanzigfachen Grenzwert für Trinkwasser.

Zur Beobachtung der lokalen Schaumbildungen ist ein intensives Monitoringprogramm vor Ort einzurichten. Das Monitoring muss so lange weitergeführt werden, bis der Rückgang der Blaualgenblüte so weit erfasst ist, dass die Trinkwasserversorgung wieder aufgenommen werden kann.

Besonders in warmen Klimaten können sich cyanobakterielle Populationen in natürlichen Wasserkörpern in weniger als zwei Tagen verdoppeln, was in Abb. 5.16 verdeutlicht wird. Aus diesem Grund muss die Frequenz des Monitorings an das schnelle Wachstum angepasst werden. Die nachfolgende Abb. 5.16 gibt einen Hinweis auf den schnellen Wandel einer Population bei zwei verschiedenen Wachstumsraten (μ), die an Cyanobakterien beobachtet wurden.

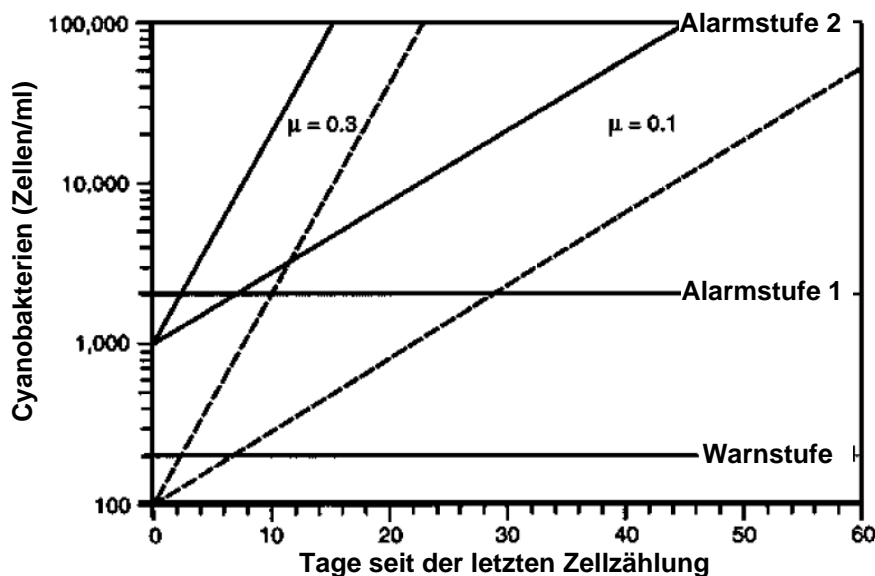


Abb. 5.16: Entwicklung von Cyanobakterien-Populationen mit einer Anfangskonzentration von 100 oder 1000 Zellen/ml und mit Wachstumsraten (μ) von $0,1 \text{ d}^{-1}$ und $0,3 \text{ d}^{-1}$ (Chorus und Bartram, 1999)

Für Wasseraufbereitungsanlagen ist die zuverlässige Funktionsfähigkeit von größter Bedeutung. Wenn als Aufbereitungsanlagen Aktivkohlefilter oder andere Behandlungsarten nicht verfügbar sind, muss ein Notfallplan eingeleitet werden. Der kann vorsehen, eine andere Wasserressource zur Trinkwasserversorgung mit heranzuziehen, um durch Verschnitt des Rohwassers die Konzentration zu senken, oder die Versorgung mit Trinkwasser aus Tankwagen oder Flaschen vorzunehmen. Die Bevölkerung muss durch die Medien und über Faltblätter per Post mit geeigneten Hinweisen für die Haushalte über das Risiko der Trinkwasserverwendung informiert werden.

3. Richtwert für Badegewässer

Der 3. Richtwert ist bereits zu hoch für die Darstellung in den Diagrammen. Toxinkonzentrationen mit Werten bis zu 24 mg/l in Ausblühungen wurden bereits beobachtet wurden (Welker et al., 2004). Dieser Werte entspricht nach Abb. 3.13 einer Chlorophyll-a-Konzentration von 60 mg/l. Es besteht ein hohes Risiko gesundheitlicher Beeinträchtigungen und es ist mit schweren gesundheitlichen Auswirkungen bei Schaumbildungen oder Ausblühungen von toxischen Cyanobakterien zu rechnen.

In cyanobakteriellen Blüten kann sich eine tausend- bis millionenfache Konzentration von cyanobakteriellen Zellbeständen entwickeln.

5.7.2 Einfluss eines Schilfgürtels zur Nutzung als Badegewässer

Es wird der Einfluss eines Schilfgürtels in der westlichen Seehälfte des Chaooses auf die Blaualgenkonzentration – angegeben als Chlorophyll-a-Konzentration – untersucht. Dazu werden 40% der westlichen Seefläche mit Schilf bedeckt. Diese Bedeckung entspricht einer Uferbepflanzung bis zur 2,0 m-Tiefenlinie.

Durch das Anpflanzen dieses Schilfgürtels kann die Microcystin-Konzentration unter den 1. Richtwert für Badegewässer abgesenkt werden, d.h. der See wäre als Badegewässer nutzbar (Abb. 5.17).

Wird zusätzlich zu diesem Schilfstreifen die für das Schilfwachstum optimierte Wasserstandsganglinie über die Abgabesteuerung eingehalten (vgl. Kapitel 5.3.2), kann bereits in den frühen Sommermonaten die Chlorophyll-a-Konzentration weit unter den Richtwert für Badegewässer reduziert werden (Abb. 5.18). Außerdem wird diese Reduzierung für einen längeren Zeitraum eingehalten. In den heißen Sommermonaten wird der Richtwert für Badegewässer nur sehr kurzzeitig überschritten. Mit diesen Maßnahmen wird Freizeitnutzung des Chaooses nachhaltig verbessert.

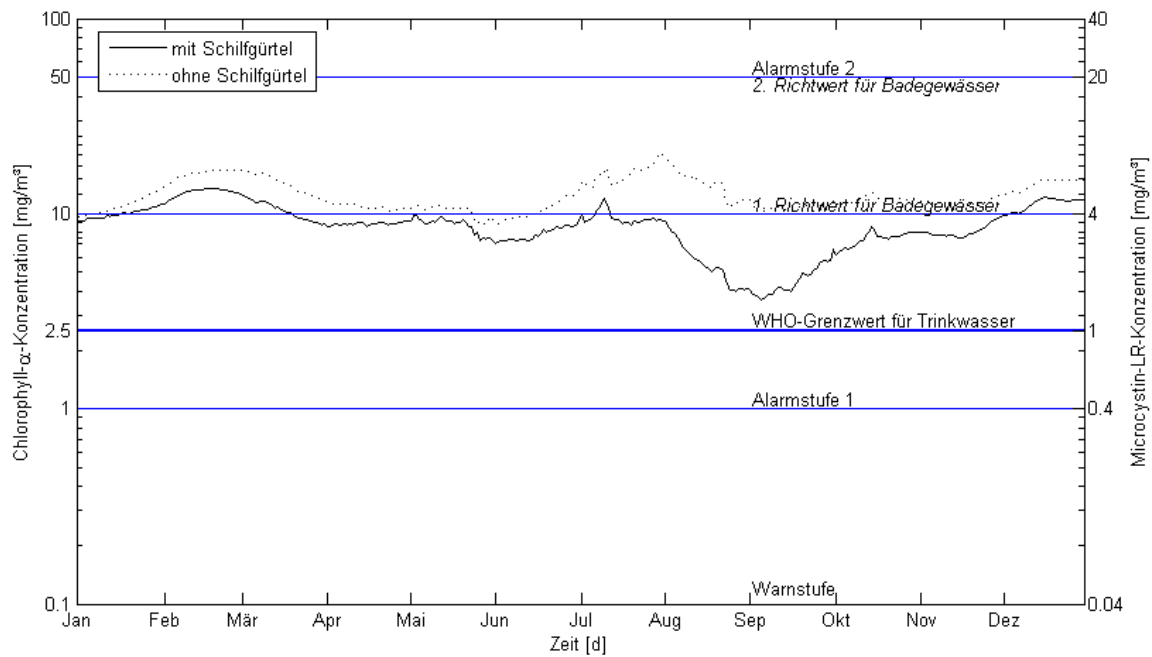


Abb. 5.17: Wirkung eines Schilfgürtels in der westlichen Seehälfte auf die Chlorophyll-a-Konzentration, Anteil des Schilfs an der Seeoberfläche 40%

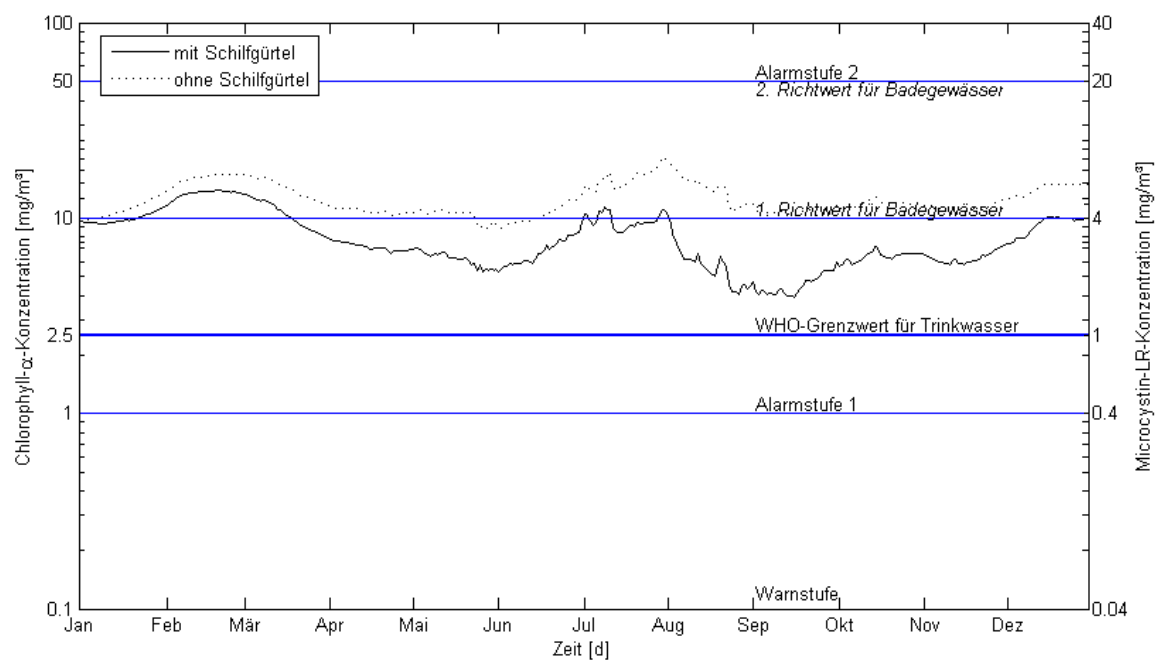


Abb. 5.18: Ganglinie der Chlorophyll-a-Konzentration bei einem für das Schilfwachstum optimierten Wasserstand mit und ohne Schilfgürtel in der westlichen Seehälfte, Anteil des Schilfs an der Seeoberfläche 60%

5.7.3 Optimierung der Rohwasserentnahmestelle

Aufgrund der unterschiedlichen örtlichen gewässerökologischen Bedingungen am Chaosee kann untersucht werden, wie sich ein Verlegen der Rohwasserentnahme für die Trinkwasserversorgung in andere Seebereiche auswirkt. Da die östliche Seehälfte des Chaosees hinsichtlich des Trophiegrades günstigere Bedingungen hat, wird hier die Auswirkung auf die Cyanobakterien untersucht.

Es wird überprüft, ob die Konzentration der toxischen Cyanobakterien in der Rohwasserentnahme reduziert werden kann, z. B. durch eine effiziente für Cyanobakterien geeignete Wasseraufbereitung oder durch eine Rohwasserentnahme aus anderen Seebereichen.

Bei einer Rohwasserentnahme aus dem östlichen Seebecken und der Anlage von Schilfstreifen zur Nährstoffreduzierung in beiden Seebecken, könnte die Wasserversorgung verbessert werden, was im Folgenden gezeigt wird.

In einer ersten Variante wird nur im östlichen Seebecken ein Schilfstreifen angelegt, das westliche Seebecken bleibt davon unberührt und die Bedeckung ist hier null. In einer weiteren Simulation wird im westlichen Seebecken 60% der Seeoberfläche Schilf angepflanzt und im östlichen Seebecken 20% (wie in Kapitel 5.4.1).

In Abb. 5.19 sind beide Varianten dargestellt. Die dick gestrichelte Linie ist die jeweilige Chlorophyll-a-Konzentration in der Seehälfte ohne einen Schilfgürtel. Die gestrichelte rote Linie die jeweilige Konzentration in der östlichen Seehälfte mit Anpflanzung eines Schilfgürtels in diesem Bereich und die durchgezogene Linie mit einem Schilfgürtel in der östlichen Seehälfte.

Die Chlorophyll-a-Konzentration in Abb. 5.19 liegt mit $2,5 \text{ mg/m}^3$ zum Jahresbeginn in einem Bereich, in dem das Wasser noch ohne aufwändige Aufbereitung zur Trinkwasserversorgung verwendet werden kann (Linie 1). Die dieser Chlorophyll-a-Konzentration entsprechende Konzentration an Microcystin-LR liegt bei dem WHO-Grenzwert von $1 \mu\text{g/l}$.

Bis März steigt die Konzentration des Chlorophylls in Folge von etwas höheren Konzentrationen in den Zuläufen leicht an und sinkt bei ansteigendem Wasserstand im Mai wieder unter den Grenzwert für Trinkwasser. In den nachfolgenden Sommer- und Herbstmonaten wird diese Qualität durch einen Schilfgürtel in der östlichen Seehälfte allein (Linie 2) nicht mehr erreicht.

Durch den Einbau von Schilfgürteln in beiden Seehälften (Linie 3) kann im Frühjahr und im Herbst der WHO-Grenzwert in der östlichen Seehälfte des Chaosees eingehalten werden. Werden nur in der östlichen Seehälfte Schilfgürtel angepflanzt, sinkt die Chlorophyll-a-Konzentration nur im Frühjahr unter den Trinkwassergrenzwert. Erst bei einer kombinierten Bepflanzung in beiden Teilen des Sees kann sich auch im Herbst die Trinkwasserqualität in der östlichen Seehälfte einstellen.

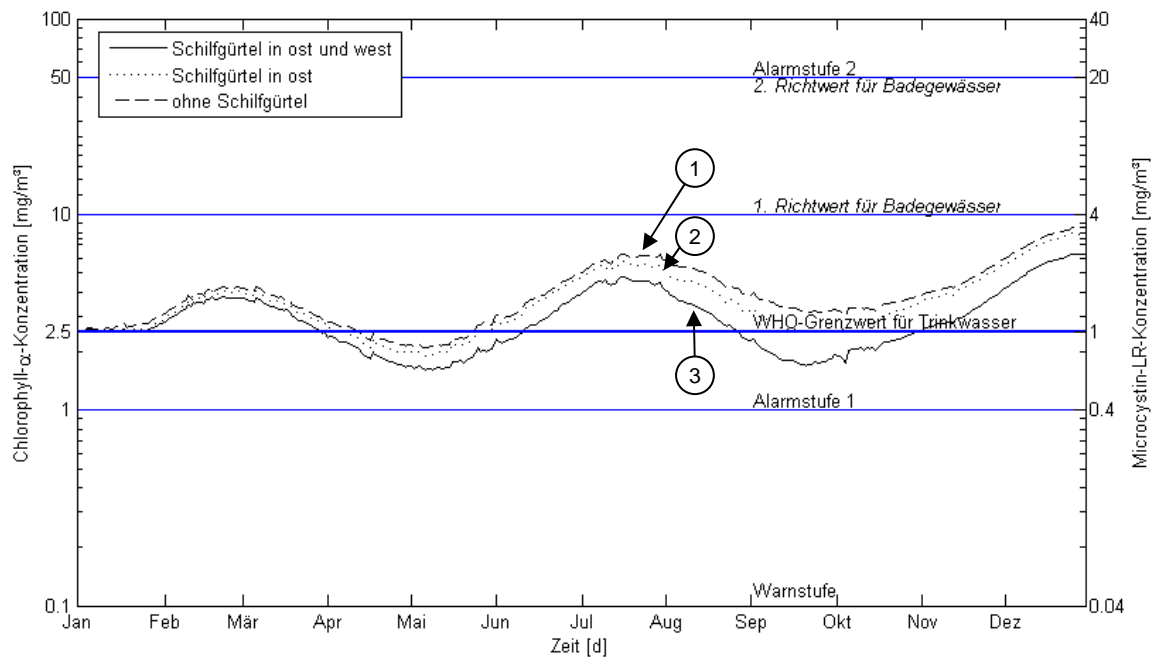


Abb. 5.19: Ganglinie der Chlorophyll-a-Konzentration in der östlichen Seehälfte mit und ohne Schilfgürtel

5.8 Alarmplan für Trinkwasserversorgung beim Auftreten von Blaualgen

Ein Alarmplan (Abb. 5.20) ist eine Abfolge von verschiedenen Intensitäten des Monitorings und dazugehörigen technischen oder legislativen Maßnahmen. Betreiber von Trinkwasseraufbereitungsanlagen und Entscheidungsträger können damit beim ersten Auftreten und nachfolgender Verbreitung von Blaualgenblüten angemessen reagieren.

Die Abfolge der Maßnahmen basiert auf der ersten Beobachtung von nur wenigen Cyanobakterien-Fäden und damit verbunden der ersten Warnstufe für die Trinkwasserversorgung bis zu höheren Zellzahlen von Cyanobakterien bei Alarmstufe 1. Diese erste Alarmstufe erfordert Entscheidungen hinsichtlich der Eignung des Rohwassers als Trinkwasser in Abhängigkeit von der Effizienz der Trinkwasserbehandlung und der analysierten Toxinkonzentration. Bei einer weiteren Erhöhung der cyanobakteriellen Biomasse im Rohwasser können Gesundheitsrisiken auftreten in Verbindung mit dem Ausfall der Rohwasserbehandlung. Dieser Anstieg der Toxine bewirkt schließlich die Ausführung von Maßnahmen der Alarmstufe 2.

Der Alarmplan in Abb. 5.20 endet schließlich bei schaumartigen Blaualgenakkumulationen und dem Verbot der Rohwassernutzung für alle Bereiche.

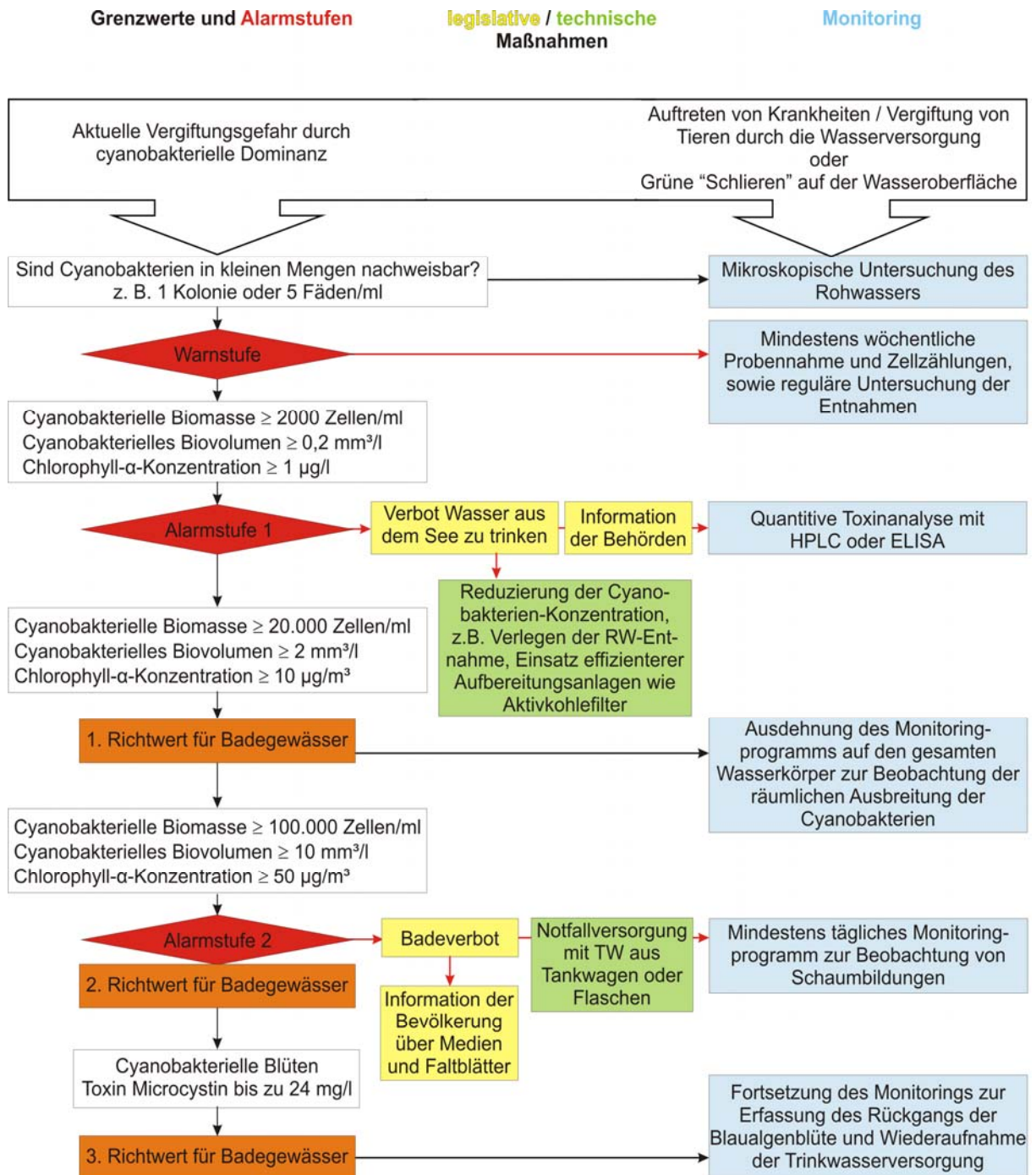


Abb. 5.20: Entscheidungsbaum mit Alarmplan für Monitoring und Management von Cyanobakterien in der Trinkwasserversorgung

6. Zusammenfassung der Ergebnisse, Schlussfolgerungen und Ausblick

Für die Nutzung von eutrophierten Flachseen ist die Prognose der Wasserqualität in diesen Seen von besonderer Bedeutung. In der Arbeit wird der Einfluss der ufernahen Bepflanzung mit Schilf- und Makrophytenbeständen auf die Wasserqualität eines eutrophierten Flachsees modelliert.

Die Nährstoffaufnahme der Makrophyten und die Reduzierung der Eutrophierung stehen im komplexen Zusammenhang. Über die Reduzierung des Gesamtphosphors kann in einem phosphorlimitierten Ökosystem die Blaualgenentwicklung beeinflusst werden.

Aufbauend auf bestehenden Methoden zur Bestimmung der Biomasseentwicklung von Makrophyten und deren Einfluss auf den Wasserkörper wird ein hydrodynamisches Modell zur Bestimmung von Durchfluss, Fließgeschwindigkeiten und Wasserstand unter Berücksichtigung der Makrophyten auf die Gerinnereibung weiterentwickelt und auf die Modellierung von Schilfbeständen erweitert.

Das in dieser Arbeit entwickelte Modell zur Prognose der Wassergüte wurde auf den Chaosee in der Provinz Anhui, China angewendet. Der eutrophe Flachsee wird u. a. für die Trinkwasserversorgung genutzt, die aufgrund regelmäßiger Blaualgenblüten in den heißen Sommermonaten immer wieder eingestellt werden muss.

Als Ausgangsbasis für das von der Verfasserin aufgestellte Modell diente das Modell CE-Qual-W2. Die Strömungsmodellierung erfolgt mit Hilfe der Reynold'schen Differentialgleichungen. Strömungs- und Transportmodellierung sind über die Dichtefunktion gekoppelt. Nach einer Identifizierung der maßgebenden chemischen und biologischen Vorgänge wurde eine entscheidende sich daraus ergebende Modellerweiterung, die Berücksichtigung von Schilf und Makrophyten, von der Verfasserin neu vorgenommen.

Messdaten, die für die Modellierung nicht in ausreichender zeitlicher Auflösung vorlagen, wurden durch Literaturangaben und durch Daten, die mit einem dafür erstellten Neuronalen Netz anhand anderer vorhandener Parameter generiert wurden, ergänzt.

Die Kalibrierung des Wassergütemodells zeigt eine Nachbildung der in der Natur stattfindenden Prozesse. Die Ergebnisse der Kalibrierung liegen nahe an den Messwerten und den in der Literatur angegebenen Bereichen der einzelnen Güteparameter des Chaosees. Die Ergebnisse der Validierung zeigen ein zur Kalibrierung analoges Verhalten. Es kann gefolgert werden,

dass das kalibrierte Modell in der Lage ist, die in der Natur stattfindenden Prozesse nachzubilden und damit die zeitliche Übertragbarkeit zu gewährleisten. Das Modell ist in der Lage langfristige Trends für die Gewässergüte aufzuzeigen.

Der Einfluss von Uferrandstreifen mit Schilf und Makrophyten als wichtiger Bestandteil des Ökosystems auf die Wasserqualität des Sees wurde in Szenarien mit dem Modell simuliert und damit die Einsetzbarkeit des Modells und seiner Übertragbarkeit auf vergleichbare Flachseen bestätigt.

Es werden verschiedene Strategien zur Sanierung eines eutrophierten Flachsees hinsichtlich ihrer Wirksamkeit untersucht. Dabei wird zwischen Strategien zur Absenkung des Trophiegrades und zur Verhinderung des Eintrags von Blaualgen in die Rohwasserversorgung unterschieden. Für die Verwendung des Rohwassers zur Trinkwasserversorgung wird als Zielgröße der von der WHO empfohlene Grenzwert für die Microcystin-Konzentration im Trinkwasser von 1 µg/l angestrebt.

Zur maximalen Reduzierung des Gesamtphosphors ist ein optimales Schilfwachstum notwendig, um damit die größtmögliche Phosphorassimilation zu erzielen. Das von der Verfasserin für das Schilfwachstum erweiterte Modell sowie Beobachtungen aus Literaturquellen, belegen die Hypothese, dass für jeden Bedeckungsgrad mit Schilf eine maximale Schilfmasse bzw. Abbauleistung zu erwarten ist, wenn ein optimaler Wasserstandsverlauf eingehalten wird. Der für das Schilfwachstum optimale Wasserstand wird den unterschiedlichen Ansprüchen der wasserwirtschaftlichen Nutzungen des Sees angepasst und als Ganglinie für den Wasserstand und für die Steuerung am Sperrwerk am Auslass des Sees vorgeschlagen.

Bei einer Regelung des Wasserstandes werden unterschiedliche Anteile eines Sees in Abhängigkeit von der Seebodenneigung mit Schilf bedeckt. Für die Abschätzung dieser Litoralbedeckung wird von der Verfasserin eine allgemeingültige Darstellung entwickelt, die es erlaubt für beliebige Gefälle und einem eingestellten Wasserstand, die sich entwickelnde prozentuale Schilfbedeckung abzulesen. Umgekehrt kann der für eine geplante Schilfbedeckung benötigte Wasserstand in Abhängigkeit vom Ufergefälle des betrachteten Sees abgelesen werden.

Bei Kenntnis der Schilfbedeckung der Litoralzone, wird die mögliche Assimilationsleistung des Gesamtphosphors bestimmt. Dafür wird für variierende Anteile von Schilf und Makrophyten, die sich im Gewässer einstellende Gesamtphosphorkonzentration ermittelt und die Assimilationsleistung der Wasserpflanzen beispielhaft für den Chaosee aufgezeigt. Es kann eine Phosphorretention bis zu 40% der Ausgangskonzentration von 98,5 mg P/m³ mit einem Schilfgürtel und auch bei einer kombinierten Bepflanzung mit Schilf und Makrophyten (*Myriophyllum spicatum*) erzielt werden.

Der Einfluss des Wasserstandes auf das Schilfwachstum und damit auf die maximale Assimilationsleistung wird über eine zeitweilige Absenkung des Trophiegrades aus dem Übergangsbereich von eutroph-hypertroph in den mesotrophen Bereich des Chaosees belegt.

Als zusätzliche technische Maßnahme können die anthropogen induzierten Phosphoreinträge in den See über Vorsperren reduziert werden. Im Hinblick auf ein effizientes und nachhaltiges Flussgebietsmanagement können optimale Nährstoffreduzierungen mit wenigen Vorsperren

an ausgewählten Standorten erreicht werden. Ihre Auswahl kann mit Hilfe des Modells gefunden werden. Gleichzeitig wird eine Dimensionierung dieser Vorsperren vorgenommen und der Einfluss auf die Absenkung des Trophiegrades bewertet. In der Arbeit wird gezeigt, dass durch diese Maßnahmen die Microcystin-Konzentration zeitweilig unter den Grenzwert für Trinkwasser reduziert werden kann.

Nicht für alle Nutzungen des Wassers wird ein niedriger Grenzwert wie für die Trinkwasserversorgung benötigt, z. B. die Freizeitnutzung des Gewässers. Durch Anpflanzung eines Schilfgürtels ist das Gewässer, wenn auch unter regelmäßiger Beobachtung, bereits nach einem Jahr als Badegewässer nutzbar. Für die Trinkwasserversorgung wird eine Optimierung der Rohwasserentnahme von der Verfasserin vorgeschlagen.

In einem Alarmplan werden wichtige Maßnahmenabläufe zum Schutz der Bevölkerung beim Auftreten von Blaualgen festgelegt. In Alarmstufen werden Verbote benannt und einzuleitende Maßnahmenschritte dargestellt. Dazu wird ein den Alarmfall begleitendes für Blaualgenblüten von der Verfasserin entwickeltes Monitoring, das bis zum Rückgang der Blaualgenblüte durchzuführen ist, empfohlen.

Laut Angaben des AEPB wird für das Einzugsgebiet des Chaooses als Einwohnergleichwert für den Phosphor eine tägliche Fracht von 0,6 g P/EW·d für die Dörfer und 1,4 g P/EW·d für die Städte angegeben. Dieser Wert für die Städte ist jedoch aufgrund derzeit noch verwendeter phosphathaltiger Waschmittel zu gering, so dass von einem Einwohnerwert von 2,8 gP/EW·d (Jeckel, 2006) ausgegangen wird. Der Wert galt für Deutschland im Jahr 1987 als noch phosphathaltige Waschmittel verwendet wurden. Unter der Annahme, dass 20% der Einwohner im Einzugsgebiet in Städten, z. B. Hefei, Chaohu und Lu'an, wohnen und die restlichen 80% in Dörfern, ergibt sich ein mittlerer Einwohnergleichwert von 1,04 g P/EW·d. Die gesamte Phosphor-Importfracht beträgt bei 8,22 Mio. Einwohnern (laut 10. Fünf-Jahresplan der VR China) im Einzugsgebiet 9,12 t P/d.

Die mittlere Phosphorreduzierung durch einen Schilfgürtel liegt bei 39,5 mg/m³. Damit kann die Phosphorfracht von fast 500.000 Einwohnern durch einen Schilfgürtel abgebaut werden.

Biologische oder chemische Dephosphatierungen in Kläranlagen können nur einen begrenzten Einfluss auf die Güteverbesserung eines Sees haben, da dadurch weiterhin die Gefahr von Havarien und die Rücklösung aus dem Sediment bestehen bleibt. Des Weiteren werden durch die Kläranlagen große Mengen an Klärschlamm erzeugt. In Raum Hefei fallen pro Tag 300 Tonnen Klärschlamm an. Bislang wird die Hälfte für die Düngemittelfabrik genutzt und der Rest deponiert.

Der Wassergehalt dieser Klärschlämme liegt bei 80%. Schilfpolder bieten die Möglichkeit, Klärschlämme zu entwässern und zu vererden. Analog zu den Verlandungsprozessen im See wird durch den Schilfpolder die Bodenbildung angetrieben. Durch die Wasseraufnahme und die Verdunstung in einem Schilfpolder wird der Wassergehalt des Klärschlammes sukzessive bis auf 75% gesenkt und kann bei Ausbleiben der Beschickung des Schilfpolders bis auf 60% reduziert werden. Das dadurch entstandene Bodensubstrat kann ebenfalls als Dünger oder Muttererde auf landwirtschaftlichen Flächen genutzt werden.

Für eine 40-prozentige Schilfbedeckung der westlichen Seehälfte des Chaosees wurde eine Schilfbiomasse von $2,65 \cdot 10^5$ t/a ermittelt. Diese Biomasse kann z. B. zur Energieerzeugung, Düngemittelherstellung, als Pionierpflanze und als Baustoff als Dämmmaterial eingesetzt werden.

Als Pionierpflanze kann das Schilf zur Anpflanzung neuer Schilfpolder und wie bereits beim Vererden von Klärschlamm durch seine verlandende bodenbildende Tätigkeit zur Restauration von Böden eingesetzt werden.

Die Ernte des Schilfes kann in flacheren Uferbereichen mit Sicheln oder Sensen erfolgen. In tieferen Bereichen können Amphibienfahrzeuge mit Ballonreifen eingesetzt werden. Diese haben den Vorteil, dass sie den Untergrund und die darin enthaltenen Rhizome des Schilfs nur gering belasten.

Die Nutzung des Schilfs als Energiequelle ist eine Möglichkeit der Energieerzeugung mit nachwachsenden Rohstoffen. Dabei wird nach Hildmann (1997) jedoch soviel CO_2 wieder freigesetzt, wie von den Pflanzen während ihres Wachstums aufgenommen wurde. Dennoch sind solche Anlagen sehr flexibel einsetzbar und erzeugen als Restprodukt die wiederum als Düngemittel einsetzbare Schilfasche.

Schilf hat nach Rodewald-Rudescu (1974) einen Heizwert von ca. 4,5 kcal/g Trockensubstanz. Damit kann aus einer Tonne Schilf ca. 5220 kWh gewonnen werden; in diesem Fall also 1383,3 GWh. Es kann als Grundstoff zur Erzeugung von Wärmeenergie eingesetzt werden. Ein 4-Personen-Haushalt benötigt ca. 30 MWh/a an Heizenergie (Hildmann, 1997), somit kann mit diesem Schilfpolder eine Stadt mit fast 50.000 Einwohnern mit Heizenergie versorgt werden.

Im vorliegenden Modell wurde davon ausgegangen, dass der Phosphor im Schilf im Herbst nicht freigesetzt wird, da das Schilf geerntet und aus dem System entfernt werden muß. In weiteren Modellentwicklungen sollte die Bestimmung des optimalen Zeitpunktes für das Mähen mit dem Modell erfolgen. Bisher sind u. a. keine Überwinterungsstrategien der Makrophyten und des Schilfs in den Gleichungen berücksichtigt.

Eine Verbesserung des Gütemodells ist vor allem durch die Erweiterung verschiedener Blaualgengruppen möglich. Dazu sollten detailliertere Phytoplanktonuntersuchungen, die die Blaualgendynamik im Ökosystem zum Ziel haben, erfolgen. Zur Berücksichtigung von Zooplankton im Ökosystem sind die Annahmen im Modell mit Beobachtungen zu bestätigen.

In diesem Modell ist das Kompartiment der Fische bislang nicht berücksichtigt. Da das Schilf auch Nahrung für bestimmte Fische, z. B. Karpfen, Rotaugen, ist kann diese Wechselbeziehung in einer Erweiterung des modular aufgebauten Modells berücksichtigt werden.

7. Literatur

- Asaeda, T., Karunaratne, S. (2000a): Dynamic modelling of the growth of *Phragmites australis*: model description. *Aquatic Botany*, 67, pp. 301-308.
- Asaeda, T., Karunaratne, S. (2000b): Corrigendum to “Dynamic modelling of the growth of *Phragmites australis*: model description [Aquatic Botany, 67, 301-308]”. *Aquatic Botany*, 68, p. 187.
- Barko, J.W. (1982): The Growth of *Myriophyllum spicatum* L. in Relation to selected characteristics of sediment and solution. *Aquatic Botany*, 15: 91 – 103.
- Baruah, P.J., Oki, K., Nashimura, H. (2000): A Neural Network Model for Estimating Surface Chlorophyll and Sediment Content at the Lake Kasumi Gaura of Japan. Asian Conference on Remote Sensing, Taipei, Taiwan, <http://www.gisdevelopment.net/aars/acrs-/2000/ts9/imgp0001pf.htm> (letzter Zugriff: Mai 2007).
- Berger, Ch. (2004): A Macrophyte Compartment for the U.S. Army Corps of Engineers Hydrodynamic and Water Quality Model Ce-Qual-W2. Project report, Portland, Oregon (unpublished).
- Best, E., Buzzelli, C., Bartell, S., Wetzel, R., Boyd, W., Doyle, R., Cambell, K. (2001): Modeling submersed macrophyte growth in relation to underwater light climate: modeling approaches and application potential. *Hydrobiologia*, 444, 43-70.
- Best, E.P.H., Boyd, W.A. (2003): A Simulation Model for Growth of the Submersed Aquatic Macrophyte Sago Pondweed (*Potamogeton pectinatus* L.). Technical Report ERDC/EL TR-03-6, U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC.
- Bittner, R., Maniak, U. (2004): Neuronale Netze zur Niederschlag-Abfluss-Simulation und wahrscheinlichkeitsbasierten Steuerung von Hochwasserspeichern und Talsperren. DFG-Projektbericht: Ma 509/37-1.
- Böhme, M. (1998): Direkter und indirekter Einfluss von Makrophyten auf den Planktongehalt von Fließgewässern. Literaturstudie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Böttcher, G., Chorus, I., Ewald, S., Hintze, T. and Walz, N. (2001): Light-limited growth and microcystin content of *Planktothrix agardhii* and *Microcystis aeruginosa* in Turbidostats. In: Chorus, I. (ed.): *Cyanotoxins. Occurrence, Causes, Consequences*. Springer, Berlin, pp. 115 -133.

- Bowers, J.A., Shedrow, C.B. (2000): Predicting Stream Water Quality using Artificial Neural Networks. U.S. Department of Energy.
<http://sti.srs.gov/fulltext/ms2000112/ms2000112.html> (letzter Zugriff: Mai 2007).
- Bowie, G.L., Mills, W.B., Porcella, D.B., Campbell, C.L., Pagenkopf, J.R., Rupp, G.L., Johnson, K.M., Chan, P.W.H., Gherini, S.A. (1985): Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling. U. S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, EPA/600/3-85/040.
- Brake, P. (1998): Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) and Carbonaceous BOD (CBOD₅) in Water and Wastewater. Washington State Department of Ecology. Publication No. 98-307.
- Cao, D., Yue, Y., Huang, X., Wei, M. (2004): Environmental quality assessment of Pb, Cu, Fe pollution in ChaoHu Lake waters. China Environmental Science, 24(4): 209-512.
- Chapra, S. (1997): Surface Water Quality Modeling. Mc Graw-Hill, New York.
- Chorus I, Bartram J, eds. (1999) Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the World Health Organization (WHO), Geneva.
- Clarke, S.J. (2002): Vegetation Growth in Rivers: Influences upon Sediment and Nutrient Dynamics. Progress in Physical Geography, Vol. 26, No. 2, pp. 159-172.
- Cole, T., Tillman, D. (1999): Water Quality Modeling of Lake Monroe Using Ce-Qual-W2. Miscellaneous Paper EL-99-1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Cole, T.M., Buchak, E.M. (1995): CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, Version 2,0. Instruction Report EL-95-1.
- Cole, T.M., Tillman, D.H. (1999): Water Quality Modeling of Lake Monroe Using Ce-Qual-W2. U.S. Army Engineer District, Louisville.
- Cole, T.M., Wells, S.A. (2003): CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.2. Introduction Report EL-03-1, US Army Engineering and Research Development Center, Vicksburg, MS.
- Cole, T.M., Wells, S.A. (2006): CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.5. Instruction Report EL-06-1, US Army Engineering and Research Development Center, Vicksburg, MS.
- Colorado (2006): Colorado Noxious Weeds Visual Identification Information Guide. Colorado Department of Agriculture's Conservation Services Division
http://weeds.hotmeal.net/weeds/List_A.html (letzter Zugriff: August 2007).
- Demuth, H., Beale, M. (2001): Neural Network Toolbox: For use with MATLAB. The MathWorks Inc., Massachusetts.

- Deng, D. (2003): Studies on Planktons Ecology in a Large Eutrophic Shallow Lake, Lake Chaohu. Doctoral Dissertation at the Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Beijing.
- Deng, D.G., Xie, P., Zhou, Q., Yang, H., Guo, L.G. (2007): Studies on temporal and spatial variations of phytoplankton in Lake Chaohu. *Journal of Integrative Plant Biology*, 49(4), 409–418.
- Dokulil, M., Hamm, A., Kohl, J.G. (Hrsg.) (2001): *Ökologie und Schutz von Seen*. 1. Aufl. Facultas Univ. Verlag, Wien.
- Downing, A., Castro, R., Clay, S. (2006): Lake LaVerne – Water Quality Data and Information. Iowa State University Limnology Laboratory, Department of Animal Ecology, <http://www.ag.iastate.edu/centers/wrg/Laverne/webpages/WaterQualityDataAndInformation.html> (letzter Zugriff: September 2006).
- Du, X., Li, Y. (1992): Study of primary production of phytoplankton and the environmental factors in Chaohu Lake water. *Journal of Environmental Sciences (China)*, Vol. 4, No. 2, pp. 81-85.
- DVWK (1996): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 228/1996.
- DVWK (1996): Ermittlung der Wasserverdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 238/1996.
- DVWK (1999): Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern. Schriften, Heft 127.
- DWA (2005): Wirkung, Bemessung und Betrieb von Vorsperren zur Verminderung von Stoffeinträgen in Talsperren. Merkblatt DWA-M 605, Hennef.
- Edinger, J.E., Brady, D.K., Geyer, J.C. (1974): Heat Exchange and Transport in the Environment. EPRI Publication No. 74-049-00-3.
- Feibicke, M. (2006): Was können künstliche Feuchtgebiete zum Rückhalt von Nährstofffrachten aus diffusen Einträgen leisten? *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, Heft 15, 61-73, Rostock.
- Fenz, R., Nowak, O. (1998): Wechselwirkung zwischen Kanal, Kläranlage und Gewässer bei Regenwetter. *Wiener Mitteilungen*, Band 145, S. 1-44.
- Florida (2007): A Beginner's Guide to Water Management. Department of Fisheries and Aquatic Sciences, University Florida. <http://lakewatch.ifas.ufl.edu/LWcirc.html> (letzter Zugriff: Mai 2007).
- Gibbons, M.V., Rosenkranz, M.G., Gibbons, H.L., Sytsma, M.D. (1999): Guide for Developing Integrated Aquatic Vegetation Management Plans in Oregon. Center for Lakes and Reservoirs, Portland State University.
- Griebler, C., Posch, T. (2001): Die Lebensgemeinschaften von Seen. In: Dokulil, M. (Hrsg.) (2001): *Ökologie und Schutz von Seen*. Facultas Verlag, Wien.

- Gross, E. Meyer, H., Schilling, G. (1996): Release and ecological impact of algicidal hydroly-sable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. Phytochemistry. Vol. 41, Nr. 1, pp. 133-138.
- Guo, L. (2005): Studies on Fisheries Ecology in a Large Eutrophic Shallow Lake, Lake Chaohu. Doctoral Dissertation at the Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Beijing.
- Hagan, M.T., Demuth, H. Beale, M. (1996): Neural Network Design. PWS Publishing Company, Boston.
- Heinisch, R. (2003): Weiher helfen gegen die Überdüngung der Mittellandseen. Raum + Umwelt, Kommunalmagazin, 3/2003.
- Herb, W.R., Stefan, H.G. (2005), Dynamics of vertical mixing in a shallow lake with submersed macrophytes, Water Resources Research, 41, W02023, doi: 10.1029/2003-WR002613.
- Hildmann, C. (1997): Das zukunftsfähige Dorf. Hauptstudienprojekt der TU Berlin. <http://www.tu-berlin.de/~Limnologie/projekte/zdorf/zd01.htm> (letzter Zugriff: April 2007).
- Hoesch, A. (2006): Renaturierung von Flachseen durch gezielte Makrophytenbesiedlung. Rostocker Meeresbiologische Beiträge, Heft 15, Seiten 121-132.
- Hoffmann, N. (1993): Kleines Handbuch Neuronale Netze: Anwendungsorientiertes Wissen zum Lernen und Nachschlagen. Vieweg, Braunschweig, Wiesbaden.
- Hoogenhout, H., Ames, J. (1965): Growth Rates of Photosynthetic Microorganisms in Laboratory Cultures. Archiv für Mikrobiologie 50, 10-25. Springer-Verlag, Berlin.
- Horne, A.J., Goldman, C.R. (1994): Limnology – Second Edition. McGraw Hill, New York.
- Huang, Q., Wang Z., Wang, H., Wang, X., Mei Ma, Jin, X. (2005): Origins and mobility of phosphorus forms in the sediments of Lakes Taihu and Chaohu, China. Journal of Environmental Science and Health, A40: 91 – 102.
- Jeckel, M. (2006): Wasserreinhaltung – Anthropogene Stoffe in Gewässern – Phosphor-Verbindungen; Skript zur Vorlesung, <http://itu107.ut.tu-berlin.de/wrh/Lehre/Archiv/WRH-%20I%20Skript%20-%20Teil%209.pdf>
- Jeong, K., Joo, G., Kom, H., Ha, K., Recknagel, F. (2001): Prediction and elucidation of phytoplankton dynamics in the Nakdong River (Korea) by means of a recurrent artificial neural network. Ecological Modelling, 146, 115-129.
- Jeong, K.S., Recknagel, F., Joo, G.J. (2003) Prediction and Elucidation of Population Dynamics of the Blue-green Algae *Microcystis aeruginosa* und Diatom *Stephanodiscus hantzschii* in the Nakdong River-Reservoir System (South Korea) by Recurrent Artificial Neural Network. In: Recknagel, F. ed. (2003): Ecological Informatics. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffesen, K. (1998): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. *Ecological Studies* 131. Springer.
- Karul, C., Soyupak, S., Yurteri, C. (1999): Neural Network models as management tools in lakes. *Hydrobiologia*, 408/409: 139-144.
- Kieckbusch, J.J. (2003): Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung. Dissertation, Universität Kiel.
- Kisand, A., Nöges, P. (2003): Sediment phosphorus release in phytoplankton dominated versus makrophyte dominated shallow lake: importance of oxygen conditions. *Hydrobiologia*, 506 – 509: 129 – 133.
- Komínková, D., Kuehn, K.A., Büsing, N., Steiner, D., Gessner, M.O. (2000): Microbial biomass, growth and respiration associated with submerged litter of *Phragmites australis* decomposing in a littoral reed stand of a large lake. *Aquatic Microbial Ecology*, Vol. 22: 271-282.
- LAWA (1998): Gewässerbewertung – stehende Gewässer: vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- Lippe, W. (2002): Einführung in SoftComputing. Vorlesungsskript der Universität Münster. <http://cs.uni-muenster.de/Professoren/Lippe/lehre/skripte/nnscrip/index.html> (letzter Zugriff: Mai 2007).
- Maniak, U. (1997): Hydrologie und Wasserwirtschaft – eine Einführung für Ingenieure. 4. Auflage, Springer, Berlin.
- McCauley, E., Kalff, J. (1981): Empirical relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:458–63)
- Morscheid, H., Teubner, K., Tolotti, M. (2003): Kontrolliert das Zooplankton die Phytoplanktonentwicklung in bayerischen „Blaualgenseen“? Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Band II, Köln.
- Muhammetoglu, A., Soyupak, S. (2000): A three-dimensional water quality-macrophyte interaction model for shallow lakes. *Ecological Modelling*, 133: 161 – 180.
- Müller, R. (1990): Stickstoff-Toxizität für Fische und herzuleitende Grenzwerte. *Mitteilungen des EAWG*, 30, S. 33-36.
- OECD (1982): Eutrophication of Waters – Monitoring Assessment and Control. OECD Publications 42.077, Paris.
- Olden, J. (2000): An artificial neural network approach for studying phytoplankton succession. *Hydrobiologia*, 436, pp.131 – 143.
- Oram, B. (2004): Sources of Total Dissolved Solids (Minerals) in Drinking Water. Wilkes University, Centre for Environmental Quality, Environmental Engineering and Earth Sciences, <http://www.water-research.net/totaldissolvedsolids.htm>. (letzter Zugriff: Juni 2006).

- Poltz, J. Ripl, W. (1989): Nährstoffelimination aus einem gering belasteten Fließgewässer mit Hilfe eines bewirtschafteten Schilfpolders. Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft, 8: 97 – 112.
- Poltz, J., Ripl, W. (1989): Nährstoffelimination aus einem gering belasteten Fließgewässer mit Hilfe eines bewirtschafteten Schilfpolders - Grundlagen und Konzeption eines Untersuchungsprogrammes. Mitt. Nieders. Landesamt Wasserwirtschaft, H. 8, 97-112, Hildesheim. (45).
- Qin, B., Yang, L., Chen, F., Zhu, G., Zhang, L., Chen, Y. (2006): Mechanism and control of lake eutrophication. Chinese Science Bulletin 2006, Vol. 51, No. 19, 2401—2412.
- Ramey, V. et al. (2003): Plant Management in Florida Waters Web Site. Center for Aquatic and Invasive Plants, University of Florida, Gainesville, and Bureau of Invasive Plant Management, D.E.P., Tallahassee. <http://plants.ifas.ufl.edu/guide> (Datum des letzten Zugriffs: September 2006).
- Ramsay, C. (2002): Blue-green Algae (Cyanobacteria) in Inland Waters: Assessment and Control of Risks to Public Health. Revised Guidance, Scottish Executive Health Department, Scotland.
- Recknagel, F. (1997): ANNA – Artificial Neural Network model für predicting species abundance and succession of blue-green algae. Hydrobiologia, 349: 47-57.
- Reinhardt, M., Gächter, R., Wehrli, B., Müller, B. (2005): Phosphorus Retention in Small Constructed Wetlands Treating Agricultural Drainage Water. Journal of Environmental Quality, 34: 1251-1259.
- Reinhardt, M., Gächter, R., Wehrli, B., Müller, B. (2005): Phosphorus Retention in Small Constructed Wetlands Treating Agricultural Drainage Water. Journal of Environmental Quality, 34: 1251-1259.
- Reynolds, C. S. (1984): The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press.
- Ripl, W., Feibicke, M., Heller, S., Markwitz, M. (1994): Nährstoffeliminierung aus einem gering belasteten Fließgewässer mit Hilfe eines bewirtschafteten Schilfpolders. Bericht Nr. 4G95, Institut für Ökologie, TU Berlin.
- Ritterbusch, D. (2004): Wachstum und Habitatbesetzung von Schilf (*Phragmites australis*) in Karpfenteichen. Dissertation, FU Berlin.
- Robarts, Z. (1987): Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Vol. 21: 391 - 399.
- Rodewald-Rudescu (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trin. In: Die Binnengewässer, Band 27, Schweizerbart, Stuttgart.
- Rojas, R. (1997): Was können Neuronale Netze? In: Kursunterlagen des IK-97 (Interdisziplinäres Kolleg, 15.-22. März 1997), Band 1, Günne am Möhnesee.

- Scheffer, M., Bakema, A.H., Wortelboer, F.G. (1993): MEGAPLANT: a simulation model of the dynamics of submerged plants. *Aquatic Botany*, 45, 341 – 356.
- Schneider, S. (2004): Indikatoreigenschaften und Ökologie aquatischer Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern. Habilitationsschrift, TU München.
- Schulz, M., Köhler, J. (2006): A simple model of phosphorus retention evoked by submerged macrophytes in lowland rivers. *Hydrobiologia*, 563: 521-525.
- Schwörbel (1999): Einführung in die Limnologie. 8. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Speckmann, H. (1996): Dem Denken abgeschaut: Neuronale Netze im praktischen Einsatz. Vieweg, Braunschweig, Wiesbaden.
- Stelzer, D. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung – Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Dissertation, TU München.
- Sun, G., Austin, D. (2006): A mass balance study on nitrification and deammonification in vertical flow constructed wetlands treating landfill leachate. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 2006, Lisbon, Portugal.
- Sun, Y. (2000): Studies on Nutrient Adsorption and Release of Chaohu Lake Sediment. Master Thesis, University of Technology, Hefei.
- Sun, Y. et al. (2002): Simulation Study on Lake Chao Sediment Phosphorus Release, Anhui Environmental Monitoring Central Station, Hefei, 230061
- Thomann, R.V., Mueller, J.A. (1987): Principles of surface water quality modelling and control. Harper Collins Publishers, New York.
- Thomé, O.W. (1886): Flora von Deutschland Österreich und der Schweiz. Gera.
- Thornton, K.W., Lessem, A.S. (1978): A temperature algorithm for modifying biological rates. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107(2), 284 – 287.
- Titus, J., Goldstein, A., Adams, M.S., Mankin, J.B., O'Neill, R.V., Weiler, P.R., Shugart, H.H., Booth, R.S. (1975): A production model for *Myriophyllum spicatum* L. *Ecology*, 56: 1129 – 1138.
- Tu, H., Gu, D., Yin, C., Xu, Z., Han, J., (1990): ChaoHu Lake – Study on Eutrophication. University of China Science and Technology Press, Hefei, China. ISBN 7-312-00208-0.
- Uhlmann, D., Horn, W. (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. Verlag Ulmer, Stuttgart.
- van Liere, L., Walsby, A. E. (1982): Interactions of cyanobacteria with light. In: Carr, N. G. and Whitton, B. A. (eds.): The biology of the cyanobacteria. University of California Press, Berkeley, pp. 9–45.
- Van Nes, E. (2000): CHARISMA 2.0 – Model Description. Wageningen University, Netherlands. <http://www.dow.wau.nl/aew/charisma/default.htm> (letzter Zugriff: Mai 2007).

- Vemuri, V., Rogers, R. (1994): Artificial Neural Networks: Forecasting Time Series. IEEE Computer Society Press, Los Alamitos.
- Walsby, A. E., Schanz, F. (2002): Light-dependent growth rate determines changes in the population of *Planktothrix rubescens* over the annual cycle in Lake Zürich, Switzerland. *New Phytologist* 154, pp. 671-687.
- Walter, M., Recknagel, F., Carpenter, C., Bormans, M., (2001): Predicting eutrophication effects in the Burrinjuck reservoir (Australia) by means of the deterministic model SALMO and the recurrent neural network model ANNA. *Ecological Modelling*, 146, 97-113.
- Wang, S., Jin, X., Zhao, H., Wu, F. (2006): Phosphorus fraction and its release in the sediments from the shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River area in China. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 273: 109 – 116.
- Wang, S., Jin, X., Zhao, H., Zhou, X., Wu, F. (2007): Effect of *Hydrilla verticillata* on Phosphorus Retention and Release in Sediments. *Water Air Pollution*, 181, 329-339.
- Wei, A., Zhao, G., Yin, C. (1992): The nutrient budget of Chaohu Lake. *Journal of Environmental Sciences (China)*, Vol.4, No.2, pp.17-26.
- Weihrauch, A. (2001): Wassergütemodell für Talsperren unter Einbeziehung von Fernerkundungsdaten. *Mitteilungen des Leichtweiß-Institutes*, Heft 150/2001.
- Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. *Habilitationsschrift am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Kaiserslautern*.
- Welker, M., Chorus, I., Fastner, J. (2004): Occurrence of Cyanobacterial Toxins (Microcystins) in Surface Waters of Rural Bangladesh – Pilot Study. *Water, Sanitation and Health Protection of the Human Environment World Health Organization, Geneva*.
- Wells, S., Annear, R., McKillip, M. (2004): Review of the Klamath River Model for the Klamath Hydropower Project. http://www.klamathwaterquality.com/klamath_wells_-_draft_fla_model_2004.pdf (letzter Zugriff: Mai 2007).
- WHO (2006): Guidelines for drinking-water quality [electronic resource]: incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. – 3rd Edition.
- WMO (1994): Guide to hydrological practices. WMO-No. 168, 5th Edition.
- Wu, X. (1992): The ecological environment and fishery administration of Chaohu Lake. *Journal of Environmental Sciences (China)*, Vol. 4, No. 2, pp. 102-111.
- Wu, Y.Y., Li, P.P., Hao, J.C., Wu, C.D. (2006): Changes of several kinds of anions in soil from Mount Beigu Wetland. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 2006, Lisbon, Portugal.
- Xie, L., Xie, P., Guo, L., Li, L., Miyabara, Y., Park, H-D. (2005): Organ Distribution and Bioaccumulation of Microcystins in Freshwater Fish at Different Trophic Levels from the Eutrophic Lake Chaohu, China. Wiley InterScience: www.interscience.wiley.com.

- Xu, F.L., Jørgensen, S.E., Tao, S., Li, B.G. (1999a): Modeling the effects of ecological engineering on ecosystem health of a shallow eutrophic Chinese Lake (Lake Chao). *Ecological Modelling*, 117, pp. 239-260.
- Xu, F.L., Tao, S., Xu, Z.R. (1999b): The restoration of riparian wetlands and macrophytes in Lake Chao, an eutrophic Chinese Lake: possibilities and effects. *Hydrobiologia* 405, pp.169-178.
- Xu, M., Cao, H. Xie, P., Deng, D., Feng, W., Xu, J. (2005): The temporal and spatial distribution, composition and abundance of Protozoa in Chaohu Lake, China: Relationship with eutrophication. *European Journal of Protistology*, 41, 183-192.
- Xu, X., Yang, H., Lv, J. (2006): Nitrogen release characteristic of Dianchi Lake Sediment. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, Vol. 22, No.10.
- Yang, D., Chen, W., Wu, S., Zhe, G., Zhang, Y., Cao, W. (2003): The Effects of CDOC on the Attenuation of Close Ultraviolet and Blue Light in Chaohu Lake and Longgan Lake. *Journal of Lake Sciences*, Vol. 15, No. 3, pp. 269-274.
- Yang, H. (2006): *Ecological Studies on Microcystins in Lakes Chaohu and Taihu*. Graduate School of Chinese Academy of Sciences. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences Wuhan, Hubei, P. R. China. Dissertation.
- Yang, H., Xie, P., Xu, J., Zheng, J., Deng, D., Zhou, Q., Wu, S. (2006): Seasonal Variation of Microcystin Concentration in Lake Chaohu, a Shallow Subtropical Lake in the People's Republik of China. *Bulletin of Environ. Contamination and Toxicology*, 77: 376 – 374.
- Yang, H., Xie, P., Xu, J., Zheng, L., Deng, D., Zhou, Q., Wu, S. (2006): Seasonal Variation of Microcystin Concentration in Lake Chaohu, a Shallow Subtropical Lake in the People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Springer, 77: 367–374.
- Yin, C., Bernhard, H. (1992): A case study of shallow and eutrophic lakes in China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, Vol. 4, No. 2, pp. 5-16.
- Yin, C., Lan, Z., Zhao, M., Jin, W. (1992): Regional ecosystem analysis of Chaohu Lake and its surroundings. *Journal of Environmental Sciences (China)*, Vol. 4, No. 2, pp.114-128.
- Zell, A (1994): *Simulation neuronaler Netze*, Addison Wesley, Bonn.

Anhang

Tab. A. 1: Gemessene Wassergütedaten für die westliche Seehälfte des Chaosee im Jahr 2002 (wenn nicht anders angegeben in: mg/l)

Point	Coordinates N / E	No	Date	Temp °C	pH	DO	COD _{Mn}	BOD ₅	TP	TN	NH ₃ -N	Chl- α (mg/m ³)	Trans-parency (m)	Conductivity (μ S/cm)	Suspended Solids
Pai River Mouth	31.6832 117.33552	1	15.01.2002	6.5	7.21	11.04	5.77	4.15	0.101	5.29	2.390	46.0	0.50	543	17.0
			16.02.2002	6.2	7.35	9.66	5.42	4.90	0.214	2.07	0.300	43.0	0.50	378	-
			14.03.2002	11.1	7.01	8.15	4.43	4.85	0.189	3.30	0.560	20.2	0.45	193	21.6
			12.04.2002	20.0	7.48	8.08	3.91	1.93	0.090	1.55	0.200	17.0	0.55	285	-
			12.05.2002	19.5	7.31	7.90	4.16	3.94	0.170	1.49	0.153	11.0	0.45	354	73.6
			13.06.2002	27.6	7.97	6.27	3.06	3.62	0.080	1.65	0.053	11.0	0.65	310	-
			10.07.2002	28.4	7.71	7.29	5.15	6.22	0.117	1.46	0.156	27.0	0.45	195	22.4
			08.08.2002	32.3	9.11	8.19	6.62	4.00	0.093	0.38	0.250	7.00	0.30	286	27.2
			09.09.2002	30.3	7.25	7.25	9.80	5.42	0.261	2.81	0.220	5.00	0.40	226	60.4
			01.10.2002	24.6	7.31	7.63	7.06	6.93	0.557	5.94	0.358	6.3	0.23	-	-
			01.11.2002	16.3	7.66	7.63	4.56	2.38	0.330	2.31	0.172	16.2	0.45	321	60.0
			04.12.2002	11.3	7.08	8.20	3.10	4.10	0.281	2.21	0.281	65.0	0.35	363	-
TangXi Bay	31.68415 117.36189	2	15.01.2002	6.5	7.86	11.29	7.12	4.85	0.115	6.46	0.995	46.0	0.50	461	11.4
			16.02.2002	6.1	7.49	9.27	6.13	5.25	0.348	2.74	0.270	28.0	0.50	341	-
			14.03.2002	11.3	6.91	8.26	5.87	6.22	0.197	4.86	2.100	32.6	0.45	178	28.0
			12.04.2002	21.0	7.90	8.10	3.16	1.26	0.085	1.60	0.250	17.0	0.55	284	-
			12.05.2002	18.2	7.41	8.75	4.99	4.20	0.119	1.81	0.387	20.0	0.45	364	42.2
			13.06.2002	28.5	8.30	6.68	3.72	3.22	0.052	1.94	0.058	17.0	0.55	321	-
			10.07.2002	28.3	8.31	7.33	6.80	6.02	0.143	2.40	0.156	21.0	0.45	151	22.8
			08.08.2002	33.0	9.22	8.08	5.66	3.90	0.138	0.71	0.260	20.0	0.30	204	32.0
			09.09.2002	30.2	7.30	7.30	11.90	3.51	0.287	4.05	0.240	19.0	0.40	267	64.4
			01.10.2002	24.5	7.36	9.11	7.33	3.30	0.269	2.75	0.316	6.00	0.26	-	-
			01.11.2002	15.9	7.30	9.11	4.64	1.96	0.306	1.59	0.197	6.40	0.45	314	75.4
			04.12.2002	11.7	6.91	8.20	3.08	3.90	0.262	1.15	0.313	20.5	0.30	349	-
Shiwuli River Mouth	31.67776 117.37872	3	15.01.2002	6.6	7.32	11.28	6.02	4.72	0.146	5.07	2.290	28.0	0.50	332	24.8
			16.02.2002	6.2	7.75	10.13	4.49	5.49	0.124	2.43	0.279	26.0	0.50	344	-
			14.03.2002	11.3	6.87	8.30	5.54	5.93	0.244	5.20	1.930	19.8	0.45	174	27.2
			12.04.2002	21.0	7.92	8.16	4.14	4.07	0.087	1.90	0.240	18.0	0.55	298	-
			12.05.2002	18.3	7.64	8.12	4.14	3.70	0.115	1.88	0.116	13.0	0.45	375	58.4
			13.06.2002	28.5	9.30	8.90	4.50	4.51	0.039	2.67	0.226	7.0	0.65	410	-
			10.07.2002	28.1	8.65	7.61	8.59	7.08	0.189	2.78	0.104	38.0	0.45	285	36.2
			08.08.2002	33.5	9.48	8.41	8.10	4.80	0.203	1.20	0.250	24.0	0.30	271	41.0
			09.09.2002	30.1	7.24	7.01	9.40	5.96	0.273	2.15	0.230	23.0	0.40	285	60.4
			01.10.2002	24.5	7.47	7.97	5.43	2.02	0.106	2.08	0.304	6.00	0.28	-	-
			01.11.2002	15.6	7.21	7.97	4.32	2.38	0.521	2.76	0.241	11.5	0.45	374	73.2
			04.12.2002	13.2	7.06	8.00	3.90	6.10	0.302	3.24	1.960	30.0	0.30	441	-
Nanfei River Mouth	31.67148 117.38836	4	15.01.2002	6.6	6.91	9.30	4.97	2.26	0.117	2.07	0.270	30.0	0.50	155	9.2
			16.02.2002	6.1	7.15	9.49	4.21	4.11	0.991	17.70	0.279	23.0	0.50	818	-
			14.03.2002	10.8	7.31	8.41	7.92	4.96	0.448	10.20	0.260	26.8	0.45	252	45.8
			12.04.2002	21.3	7.38	8.71	7.16	3.23	0.609	8.12	0.240	28.0	0.50	769	-
			12.05.2002	16.5	8.30	9.87	4.34	4.75	0.218	3.09	0.237	16.0	0.45	467	52.0
			13.06.2002	27.0	8.63	6.42	4.34	3.58	0.073	2.55	0.179	24.0	0.45	395	-
			10.07.2002	28.7	7.53	7.43	9.51	5.74	0.254	2.82	0.161	36.0	0.45	373	39.6
			08.08.2002	33.5	10.07	8.27	5.95	4.16	0.375	2.43	0.200	13.0	0.30	363	65.8
			09.09.2002	30.4	7.28	5.60	7.15	4.28	0.715	6.63	0.200	12.0	0.40	305	418.0
			01.10.2002	24.7	7.08	5.50	4.01	3.92	0.210	1.96	0.235	1.8	0.23	-	-
			01.11.2002	16.9	7.54	5.50	4.99	3.44	0.484	3.19	0.202	9.00	0.45	324	183.0
			04.12.2002	12.6	6.80	8.80	10.10	6.70	1.220	17.00	0.224	10.0	0.30	1066	-
Center of Western Lake	31.66605 117.3333	5	15.01.2002	6.5	7.07	11.68	4.82	2.02	0.113	2.52	0.370	34.0	0.50	456	24.6
			16.02.2002	6.2	7.25	9.56	4.88	4.70	0.220	5.24	3.720	30.0	0.50	472	-
			14.03.2002	11.0	7.04	7.85	5.24	5.03	0.192	2.50	0.230	31.2	0.45	222	17.2
			12.04.2002	20.4	7.98	8.17	4.16	2.70	0.101	4.31	1.150	14.0	0.55	443	-
			12.05.2002	16.2	8.10	8.71	4.44	4.24	0.052	3.79	0.158	22.0	0.45	444	47.4
			13.06.2002	28.5	9.03	7.01	2.91	2.98	0.039	2.51	0.205	22.0	0.55	397	-
			10.07.2002	27.8	8.43	8.43	9.01	5.20	0.181	3.07	0.122	57.0	0.45	297	47.0
			08.08.2002	32.5	9.50	8.22	8.51	3.77	0.158	1.11	0.240	15.0	0.30	271	36.8
			09.09.2002	30.3	7.23	7.05	9.51	5.13	0.294	2.10	0.260	60.0	0.40	270	73.0
			01.10.2002	24.2	6.78	6.14	4.48	3.52	0.210	1.47	0.667	4.00	0.24	-	-
			01.11.2002	16.1	7.06	6.14	4.56	3.74	0.299	4.26	0.276	7.90	0.45	326	106.0
			04.12.2002	11.3	6.96	9.50	2.70	4.10	0.223	0.89	0.338	24.2	0.30	366	-
Xin River Mouth	31.59607 117.32142	6	15.01.2002	6.5	7.10	10.98	6.10	3.00	0.101	2.96	0.980	40.0	0.50	541	17.2
			16.02.2002	6.2	7.28	9.68	5.11	5.41	0.147	3.25	0.847	32.0	0.50	441	-
			14.03.2002	11.1	7.04	7.93	4.39	5.37	0.168	3.20	0.230	17.2	0.45	205	52.8
			12.04.2002	21.7	7.49	8.28	4.24	1.48	0.081	1.81	0.280	18.0	0.55	321	-
			12.05.2002	20.3	8.11	8.87	3.67	5.05	0.087	2.11	0.174	14.0	0.45	366	36.0
			13.06.2002	27.5	7.90	6.11	3.23	3.05	0.068	1.47	0.063	15.0	0.55	218	-
			10.07.2002	27.8	8.46	6.86	6.14	5.89	0.118	2.16	0.125	20.0	0.45	312	27.4
			08.08.2002	32.8	9.82	8.40	6.08	3.66	0.125	1.03	0.230	3.00	0.30	292	26.8
			09.09.2002	30.3	7.26	7.18	5.90	3.66	0.118	1.00	0.200	13.0	0.40	293	93.6
			01.10.2002	24.6	6.96	7.24	4.80	2.94	0.177	1.66	0.309	10.0	0.25	-	-
			01.11.2002	16.5	7.26	7.24	5.78	3.90	0.304	2.26	0.231	14.0	0.45	318	65.8
			04.12.2002	11.4	7.09	8.90	2.70	3.60	0.190	1.72	0.209	27.3	0.40	365	-

Tab. A. 2: Gemessene Wassergütedaten für die östliche Seehälfte des Chaosee im Jahr 2002
(wenn nicht anders angegeben in: mg/l) - Fortsetzung

Point	Coordinates N / E	No	Date	Temp °C	pH	DO	COD _{Mn}	BOD ₅	TP	TN	NH ₃ -N	Chl- α (mg/m ³)	Trans-parency (m)	Conductivity (μ S/cm)	Suspended Solids
ZhongMiao	31.57031 117.47625	7	09.01.2002	-	7.51	10.64	4.49	3.17	0.079	2.56	0.240	0.85	0.35	369	22.0
			01.02.2002	8.5	7.88	10.85	4.40	3.34	0.081	2.42	0.197	0.78	0.35	369	-
			13.03.2002	-	7.45	9.03	5.48	1.24	0.157	3.15	0.230	0.65	0.40	335	53.0
			09.04.2002	18.5	8.01	8.82	4.36	1.49	0.119	2.19	0.260	0.48	0.40	363	-
			08.05.2002	-	7.91	6.85	4.85	2.11	0.153	2.07	0.354	0.77	0.40	352	37.0
			05.06.2002	28.0	7.81	6.70	4.53	1.20	0.150	2.13	0.290	0.71	0.45	359	-
			11.07.2002	-	7.57	4.73	3.90	1.04	0.142	1.07	0.220	1.02	0.50	320	50.0
			05.08.2002	29.0	9.09	8.90	5.97	1.92	0.126	0.77	0.490	0.71	0.55	295	-
			03.09.2002	-	8.46	7.36	5.47	1.47	0.106	1.05	0.320	1.35	0.45	279	46.0
			08.10.2002	21.0	8.70	8.16	5.88	1.41	0.108	1.46	0.438	2.96	0.30	-	-
			07.11.2002	15.0	8.59	8.42	4.60	2.50	0.142	1.36	0.492	2.16	0.35	290	-
			04.12.2002	11.5	7.39	9.30	5.00	2.60	0.142	1.41	0.501	2.28	0.45	240	-
Zhao River Mouth	31.44909 117.55612	8	09.01.2002	-	7.42	9.93	4.11	2.56	0.081	2.20	0.260	0.97	0.45	325	18.0
			01.02.2002	8.5	7.92	10.54	4.00	2.86	0.094	2.08	0.165	0.91	0.35	354	-
			13.03.2002	-	7.30	9.18	4.15	1.67	0.162	1.21	0.180	0.93	0.55	317	45.0
			09.04.2002	18.5	8.02	8.72	4.24	2.10	0.078	1.44	0.150	0.59	0.40	301	-
			08.05.2002	-	7.68	6.58	4.17	1.94	0.123	1.46	0.218	0.84	0.45	341	24.0
			05.06.2002	28.0	7.62	7.20	4.62	1.28	0.136	1.45	0.150	0.67	0.40	345	-
			11.07.2002	-	7.76	6.18	4.53	1.73	0.112	1.20	0.220	0.97	0.60	290	32.0
			05.08.2002	29.0	8.19	8.35	5.59	1.46	0.134	0.63	0.480	0.44	0.50	299	-
			03.09.2002	-	8.10	7.51	4.85	1.75	0.086	0.91	0.350	1.08	0.35	249	45.0
			08.10.2002	22.0	8.15	7.86	4.88	1.55	0.094	1.54	0.445	1.38	0.30	-	-
			07.11.2002	15.0	8.64	8.51	4.70	1.60	0.120	1.32	0.487	2.26	0.40	272	-
			04.12.2002	11.5	7.49	10.40	4.70	1.80	0.120	1.03	0.417	2.08	0.35	261	-
Center of Eastern Lake	31.50912 117.60803	9	09.01.2002	-	7.53	10.33	3.91	2.34	0.077	2.61	0.360	0.87	0.45	312	20.0
			01.02.2002	8.5	7.90	11.40	3.45	2.39	0.074	2.02	0.208	0.38	0.35	231	-
			13.03.2002	-	7.24	9.33	4.38	2.26	0.149	1.57	0.160	0.63	0.60	292	43.0
			09.04.2002	18.5	8.09	8.22	5.68	2.04	0.117	1.16	0.190	0.61	0.40	304	-
			08.05.2002	-	7.86	6.55	3.94	1.86	0.108	1.17	0.214	0.68	0.45	324	19.0
			05.06.2002	28.0	7.52	7.52	4.10	1.58	0.152	1.63	0.230	0.61	0.40	337	-
			11.07.2002	-	7.66	6.26	4.43	1.54	0.107	0.97	0.200	0.78	0.60	300	39.0
			05.08.2002	29.0	7.65	8.51	5.71	1.12	0.152	0.50	0.470	0.48	0.60	332	-
			03.09.2002	-	8.35	7.18	5.09	1.07	0.073	0.53	0.390	1.78	0.50	252	40.0
			08.10.2002	22.0	8.36	8.25	5.00	1.61	0.076	1.27	0.423	2.14	0.35	-	-
			07.11.2002	15.0	8.61	8.45	4.30	1.50	0.122	1.03	0.468	2.11	0.40	279	-
			04.12.2002	11.0	7.03	10.80	4.80	1.60	0.122	0.73	0.482	2.31	0.40	264	-
ZhongHan Village	31.6428 117.73379	10	09.01.2002	-	7.34	10.44	4.30	1.58	0.164	2.07	0.290	0.40	0.35	350	23.0
			01.02.2002	8.5	7.95	10.43	3.98	2.70	0.134	1.85	0.224	0.75	0.30	321	-
			13.03.2002	-	7.43	9.10	4.15	2.71	0.198	1.67	0.180	0.58	0.60	335	89.0
			09.04.2002	18.5	8.12	9.58	5.74	2.15	0.096	1.17	0.200	0.74	0.30	326	-
			08.05.2002	-	7.64	6.35	4.42	2.01	0.151	1.54	0.247	0.66	0.45	351	24.0
			05.06.2002	28.0	7.73	6.67	4.38	1.80	0.144	1.45	0.120	0.31	0.45	350	-
			11.07.2002	-	7.70	4.89	4.38	1.29	0.109	1.22	0.300	1.21	0.45	320	35.0
			05.08.2002	29.0	7.89	7.77	5.49	1.73	0.110	0.83	0.360	0.75	0.50	310	-
			03.09.2002	-	8.73	7.78	5.97	1.65	0.078	0.64	0.400	1.05	0.35	216	43.0
			08.10.2002	22.0	8.01	7.86	5.38	1.85	0.087	1.17	0.406	2.13	0.35	-	-
			07.11.2002	16.0	8.62	8.71	4.80	1.40	0.084	1.35	0.457	2.11	0.35	280	-
			04.12.2002	11.0	7.89	9.10	4.20	2.80	0.084	0.96	0.376	2.84	0.40	300	-
Ship Factory	31.5925 117.83297	11	09.01.2002	-	7.55	9.72	3.70	2.13	0.133	2.54	0.340	0.83	0.40	361	16.0
			01.02.2002	8.5	7.56	10.23	3.69	2.07	0.141	2.50	0.321	0.61	0.35	354	-
			13.03.2002	-	7.30	8.51	4.10	1.51	0.172	2.82	0.310	0.57	0.80	408	47.0
			09.04.2002	18.5	7.95	9.81	4.72	2.01	0.172	1.56	0.250	0.67	0.45	363	-
			08.05.2002	-	7.51	6.12	4.25	2.41	0.142	1.67	0.318	0.76	0.40	342	24.0
			05.06.2002	28.0	7.63	7.42	3.90	1.93	0.169	1.70	0.210	0.50	0.40	349	-
			11.07.2002	-	7.62	4.17	4.62	1.12	0.130	1.88	0.290	0.93	0.50	360	20.0
			05.08.2002	29.0	8.28	6.89	5.34	1.26	0.102	0.81	0.360	0.52	0.45	290	-
			03.09.2002	-	8.11	6.60	4.73	1.94	0.073	1.00	0.300	1.01	0.30	248	35.0
			08.10.2002	21.5	8.26	7.48	6.38	1.41	0.092	1.39	0.374	2.79	0.30	-	-
			07.11.2002	15.0	8.47	8.03	5.10	1.70	0.090	1.43	0.329	2.67	0.45	311	-
			04.12.2002	11.5	7.70	9.50	4.90	1.90	0.090	1.35	0.398	2.02	0.40	302	-
ChaoHu Sluice Gate	31.5907 117.84754	12	09.01.2002	-	7.65	9.41	3.89	2.89	0.121	2.27	0.300	1.01	0.35	340	14.0
			01.02.2002	8.5	7.35	10.33	2.80	1.23	0.094	2.12	0.268	0.59	0.35	333	-
			13.03.2002	-	7.21	8.80	4.93	2.11	0.143	2.60	0.200	0.36	1.20	402	42.0
			09.04.2002	18.5	7.77	8.75	5.08	2.34	0.115	2.00	0.200	0.76	0.45	364	-
			08.05.2002	-	7.85	6.25	4.31	2.52	0.124	2.04	0.335	0.68	0.40	352	23.0
			05.06.2002	28.0	7.60	7.08	3.76	1.38	0.136	1.72	0.330	0.40	0.40	356	-
			11.07.2002	-	7.41	4.49	3.76	0.98	0.102	2.51	0.300	0.82	0.45	350	22.0
			05.08.2002	29.0	7.33	5.26	5.59	1.55	0.094	0.70	0.470	0.88	0.45	294	-
			03.09.2002	-	8.91	6.80	4.35	1.23	0.098	0.90	0.370	1.54	0.40	259	32.0
			08.10.2002	22.0	8.10	7.04	4.38	1.94	0.092	1.47	0.390	2.13	0.30	-	-
			07.11.2002	15.0	8.05	8.22	5.00	1.30	0.084	1.33	0.281	2.76	0.45	292	-
			04.12.2002	11.5	7.42	9.00	4.00	1.20	0.084	1.60	0.351	2.87	0.40	290	-

Tab. A. 3: Gemessene Wassergütedaten für die westliche Seehälfte des Chaosee im Jahr 2003 (wenn nicht anders angegeben in: mg/l)

Point	Coordinates N / E	No	Date	Temp °C	pH	DO	COD _{Mn}	BOD ₅	TP	TN	NH ₃ -N	Chl- α (mg/m ³)	Trans-parency (m)	Conductivity (μ S/cm)	Suspended Solids
Pai River Mouth	31.6832 117.33552	1	04.01.2003	3.5	7.45	9.53	5.71	3.32	0.386	7.710	3.620	46.10	0.45	699	-
			08.02.2003	5.4	7.70	11.70	4.45	1.63	0.253	2.840	0.550	24.00	0.45	357	-
			04.03.2003	8.6	7.74	10.32	6.27	3.35	0.367	7.260	3.220	20.50	0.40	674	-
			01.04.2003	16.3	7.47	7.84	4.76	3.57	0.207	4.750	0.211	20.50	0.45	330	-
			07.05.2003	21.9	7.74	7.98	8.26	3.11	0.635	3.480	1.660	6.90	0.30	252	50.0
			03.06.2003	25.7	8.91	6.44	5.52	2.75	0.236	1.350	0.256	14.30	0.35	158	-
			01.07.2003	25.2	7.71	6.34	5.18	4.22	0.544	2.500	0.252	23.40	0.25	247	-
			06.08.2003	30.0	9.38	12.80	6.54	5.65	0.349	5.800	0.949	793.00	0.30	241	45.0
			02.09.2003	21.2	7.57	7.29	6.59	3.05	0.278	2.420	1.000	39.60	0.30	131	42.0
			09.10.2003	22.8	7.45	8.47	10.37	4.65	0.311	2.900	0.332	17.40	0.55	256	68.0
			07.11.2003	19.8	6.93	7.62	5.33	3.81	0.176	4.910	0.345	13.00	0.50	262	64.0
			05.12.2003	10.4	7.63	10.74	4.64	3.95	0.164	2.480	1.890	10.40	0.42	415	67.0
TangXi Bay	31.68415 117.36189	2	04.01.2003	3.5	7.60	9.73	5.09	2.78	0.327	4.610	1.990	46.40	0.45	533	-
			08.02.2003	5.0	7.65	11.18	6.31	2.37	0.253	3.930	1.150	22.00	0.45	433	-
			04.03.2003	8.7	7.91	10.02	5.96	3.05	0.279	6.990	3.180	26.00	0.40	644	-
			01.04.2003	14.5	7.40	7.92	4.64	3.62	0.281	7.450	0.452	11.30	0.45	374	-
			07.05.2003	21.5	7.64	7.85	6.03	2.85	0.435	4.600	2.380	9.10	0.30	254	46.0
			03.06.2003	25.6	9.53	7.38	6.56	3.92	0.269	1.350	0.236	43.90	0.35	208	-
			01.07.2003	24.8	7.74	3.59	5.14	4.33	0.561	1.840	0.278	34.00	0.35	236	56.0
			06.08.2003	30.0	9.37	10.80	9.07	8.35	0.639	2.500	0.920	2780.00	0.30	235	44.0
			02.09.2003	20.7	7.25	7.46	5.41	3.65	0.197	2.380	0.915	32.20	0.40	142	55.0
			09.10.2003	22.7	7.49	8.87	4.12	2.61	0.337	1.520	0.714	18.40	0.55	242	65.0
			07.11.2003	19.2	7.08	6.74	5.01	4.32	0.108	1.790	0.660	18.40	0.55	279	60.0
			05.12.2003	10.4	7.85	10.71	4.42	4.38	0.151	2.400	1.760	10.50	0.38	410	64.0
Shiwuli River Mouth	31.67776 117.37872	3	04.01.2003	3.3	7.58	9.62	5.84	2.14	0.327	6.610	3.410	28.10	0.45	657	-
			08.02.2003	5.0	7.74	11.87	4.37	3.54	0.351	5.100	1.940	28.00	0.45	509	-
			04.03.2003	8.6	7.82	9.80	5.00	2.99	0.334	5.620	2.050	26.50	0.40	541	-
			01.04.2003	14.0	7.61	8.05	5.32	3.90	0.281	5.730	1.100	17.10	0.45	500	-
			07.05.2003	21.5	7.60	7.24	6.74	4.23	0.333	4.750	1.740	8.80	0.30	272	48.0
			03.06.2003	25.8	9.51	7.30	6.96	3.40	0.119	1.570	0.261	34.40	0.35	255	-
			01.07.2003	25.7	7.76	3.78	5.27	3.67	0.467	3.080	0.242	34.70	0.30	247	-
			06.08.2003	30.2	8.98	8.98	7.28	5.28	0.830	3.540	1.080	5040.00	0.20	233	45.0
			02.09.2003	21.3	7.36	7.80	8.68	3.92	1.010	8.540	6.230	45.20	0.30	135	40.0
			09.10.2003	23.7	7.75	7.99	4.96	4.30	0.230	5.420	0.613	76.70	0.55	226	68.0
			07.11.2003	19.3	7.14	6.86	8.56	3.37	0.468	5.390	0.515	18.90	0.58	286	64.0
			05.12.2003	10.3	7.97	10.72	3.36	4.53	0.170	2.280	1.720	13.90	0.40	333	67.0
Nanfei River Mouth	31.67148 117.38836	4	04.01.2003	3.2	7.62	9.56	6.26	2.29	0.391	7.890	3.440	30.00	0.45	762	-
			08.02.2003	5.5	7.78	13.50	6.99	5.69	0.436	6.670	0.429	23.00	0.45	592	-
			04.03.2003	8.6	7.78	7.91	5.25	2.95	0.328	7.100	0.275	20.70	0.40	603	-
			01.04.2003	17.0	7.18	8.21	10.20	4.90	1.130	10.100	0.196	23.10	0.45	887	-
			07.05.2003	21.4	7.60	4.99	9.09	5.03	0.711	6.320	0.210	6.80	0.30	212	74.0
			03.06.2003	25.5	9.28	4.99	7.31	4.40	0.218	1.960	0.251	46.10	0.35	340	-
			01.07.2003	27.0	7.40	1.41	5.42	3.94	0.456	4.040	0.232	36.70	0.30	558	-
			06.08.2003	30.1	8.75	7.52	8.69	3.91	0.755	4.480	0.287	2040.00	0.20	323	57.0
			02.09.2003	21.0	7.14	7.71	4.54	3.67	1.010	8.680	0.954	51.70	0.30	127	56.0
			09.10.2003	22.5	7.31	6.80	6.16	4.56	0.296	4.080	0.452	10.60	0.50	287	71.0
			07.11.2003	19.2	7.37	7.05	5.83	3.79	0.251	5.330	0.300	25.30	0.50	418	67.0
			05.12.2003	11.0	7.75	10.72	4.72	4.50	0.859	4.160	3.880	15.50	0.35	604	72.0
Center of Western Lake	31.66605 117.3333	5	04.01.2003	3.6	7.60	9.71	5.79	2.30	0.327	6.150	2.910	37.30	0.45	436	-
			08.02.2003	5.5	7.54	11.38	4.03	4.75	0.252	4.580	1.650	32.00	0.45	513	-
			04.03.2003	8.6	7.81	8.37	6.25	3.17	0.308	7.230	3.680	21.30	0.40	802	-
			01.04.2003	14.1	7.62	8.13	4.92	3.87	0.327	5.810	0.402	35.60	0.45	412	-
			07.05.2003	21.8	7.78	7.99	6.21	3.24	0.564	4.850	1.040	8.40	0.35	250	50.0
			03.06.2003	25.8	9.31	7.11	6.40	3.97	0.138	1.630	0.141	16.10	0.35	270	-
			02.07.2003	26.0	7.87	4.14	4.14	3.16	0.380	1.580	0.288	21.20	0.30	249	-
			06.08.2003	30.0	8.41	6.32	4.95	4.64	0.054	1.620	0.892	15.80	0.60	202	44.0
			02.09.2003	21.4	7.38	7.96	5.79	4.08	0.177	2.320	1.040	137.00	0.30	131	40.0
			09.10.2003	22.2	7.63	8.00	5.85	3.78	0.284	3.330	0.691	86.80	0.55	271	68.0
			07.11.2003	19.3	6.92	6.41	5.30	3.54	0.158	1.660	0.455	25.80	0.55	364	64.0
			05.12.2003	10.6	7.63	10.75	3.92	5.02	0.164	2.670	1.810	15.30	0.35	449	69.0
Xin River Mouth	31.59607 117.32142	6	04.01.2003	3.5	7.39	9.65	5.05	3.04	0.354	3.650	1.590	39.00	0.45	468	-
			08.02.2003	5.4	7.68	12.19	2.76	2.58	0.207	5.690	0.854	32.00	0.45	369	-
			04.03.2003	8.7	7.79	10.11	5.80	3.05	0.379	6.420	2.650	21.10	0.40	631	-
			01.04.2003	14.2	7.85	8.01	5.24	4.01	0.372	5.220	0.286	18.90	0.45	366	-
			07.05.2003	21.0	7.76	7.99	6.02	3.23	0.543	4.730	0.955	7.30	0.35	250	48.0
			03.06.2003	25.4	8.37	6.63	5.28	4.35	0.119	1.320	0.191	17.60	0.35	198	-
			01.07.2003	26.2	7.81	3.75	4.59	4.10	0.364	1.840	0.258	22.60	0.25	253	-
			06.08.2003	30.0	8.59	6.55	6.02	3.86	0.080	1.340	0.820	21.70	0.40	206	45.0
			02.09.2003	21.0	7.69	8.01	6.04	2.67	0.113	1.980	0.948	122.00	0.30	130	46.0
			09.10.2003	22.1	7.86	8.75	5.43	4.06	0.213	1.830	0.583	46.60	0.50	275	68.0
			07.11.2003	19.3	6.96	6.54	4.39	3.64	0.147	1.430	0.380	10.20	0.50	294	64.0
			05.12.2003	10.6	7.69	10.72	5.84	5.05	0.218	2.550	2.190	21.30	0.40	496	69.0

Tab. A. 4: Gemessene Wassergütedaten für die östliche Seehälfte des Chaosee im Jahr 2003
(wenn nicht anders angegeben in: mg/l) - Fortsetzung

Point	Coordinates N / E	No	Date	Temp °C	pH	DO	COD _{Mn}	BOD ₅	TP	TN	NH ₃ -N	Chl- <i>a</i> (mg/m ³)	Trans-parency (m)	Conductivity (µS/cm)	Suspended Solids
ZhongMiao	31.57031 117.47625	7	02.01.2003	-	7.59	11.77	4.85	1.65	0.123	1.980	0.375	7.09	0.40	284	-
			09.02.2003	10.0	7.45	11.84	4.14	1.81	0.101	1.237	0.601	7.38	0.45	310	-
			10.03.2003	9.0	7.24	11.04	5.10	1.22	0.143	1.290	0.555	7.75	0.45	243	-
			09.04.2003	17.0	7.85	10.51	4.78	1.34	0.096	1.818	0.281	7.84	0.30	310	-
			10.05.2003	21.4	7.48	11.22	5.05	2.03	0.119	2.649	0.308	7.20	0.40	292	-
			10.06.2003	27.0	7.80	9.18	3.05	1.02	0.128	2.691	0.116	8.24	0.35	302	-
			10.07.2003	28.5	7.04	7.63	4.07	1.75	0.092	0.969	0.116	12.40	0.35	245	61.0
			06.08.2003	31.0	7.04	5.27	3.76	1.11	0.068	0.887	0.159	7.29	0.40	232	61.0
			05.09.2003	28.5	6.88	6.28	5.76	2.11	0.112	0.915	0.278	5.38	0.35	224	59.0
			09.10.2003	28.5	7.90	6.56	4.48	2.54	0.116	0.814	0.439	6.30	0.35	270	59.0
			07.11.2003	19.5	7.29	6.94	4.77	1.43	0.102	0.919	0.397	5.39	0.30	225	51.0
			05.12.2003	6.5	8.02	9.87	3.52	1.92	0.168	0.612	0.523	8.03	0.35	210	51.0
Zhao River Mouth	31.44909 117.55612	8	02.01.2003	-	7.35	12.06	4.62	1.93	0.234	2.150	0.549	7.09	0.40	203	-
			09.02.2003	9.5	7.67	12.20	3.65	2.03	0.107	1.608	0.517	7.08	0.40	270	-
			10.03.2003	9.3	7.31	11.33	4.66	1.68	0.115	2.100	0.423	8.01	0.50	238	-
			09.04.2003	16.0	7.97	9.90	4.60	0.70	0.101	1.426	0.404	8.81	0.30	250	-
			10.05.2003	21.0	7.27	7.56	3.01	1.85	0.110	2.031	0.479	6.26	0.35	283	-
			10.06.2003	27.0	7.86	7.34	3.88	3.26	0.072	2.907	0.434	9.63	0.45	290	-
			10.07.2003	29.0	7.03	6.31	4.53	2.14	0.092	1.361	0.434	8.20	0.45	164	42.0
			06.08.2003	30.0	7.03	5.27	4.17	2.18	0.104	0.722	0.218	6.33	0.40	229	42.0
			05.09.2003	27.0	7.42	7.85	4.17	2.48	0.092	0.849	0.229	4.20	0.35	217	59.0
			09.10.2003	27.0	7.72	5.08	3.28	1.70	0.104	0.818	0.514	6.20	0.30	223	59.0
			07.11.2003	19.0	7.33	7.50	4.23	2.20	0.086	0.851	0.402	4.52	0.30	237	56.0
			05.12.2003	6.3	8.21	10.48	3.20	2.23	0.158	0.742	0.229	6.33	0.30	213	56.0
Center of Eastern Lake	31.50912 117.60803	9	02.01.2003	-	7.45	11.97	5.16	1.26	0.119	2.200	0.321	7.14	0.35	250	-
			09.02.2003	10.0	7.50	11.74	3.72	1.48	0.161	1.845	0.582	6.31	0.50	290	-
			10.03.2003	9.0	7.61	9.83	4.36	2.30	0.102	1.420	0.493	7.40	0.60	261	-
			09.04.2003	5.0	7.41	8.67	4.53	1.59	0.092	2.509	0.385	7.14	0.35	261	-
			10.05.2003	21.0	7.61	6.69	3.25	1.69	0.110	1.216	0.407	8.78	0.40	270	-
			10.06.2003	27.5	7.69	7.63	3.64	1.11	0.088	2.392	0.173	7.28	0.50	287	-
			10.07.2003	29.5	7.01	6.51	3.28	0.97	0.112	0.784	0.173	9.80	0.45	190	38.0
			06.08.2003	30.0	7.01	5.47	3.36	1.47	0.052	0.680	0.094	6.04	0.35	211	38.0
			05.09.2003	27.5	7.72	7.02	3.36	1.11	0.157	0.860	0.364	5.17	0.35	223	57.0
			09.10.2003	20.5	7.87	6.76	4.00	1.96	0.112	0.944	0.517	5.28	0.40	223	57.0
			07.11.2003	20.5	7.47	7.23	3.84	2.11	0.073	0.866	0.384	5.20	0.35	230	54.0
			05.12.2003	6.8	8.21	9.67	4.09	2.03	0.061	0.507	0.245	8.25	0.30	204	54.0
ZhongHan Village	31.6428 117.73379	10	02.01.2003	-	7.43	11.58	5.69	2.03	0.103	2.110	0.309	5.09	0.35	270	-
			09.02.2003	9.5	7.32	10.65	4.17	2.00	0.067	3.938	0.376	7.84	0.30	310	-
			10.03.2003	9.0	7.38	10.65	5.17	2.68	0.135	2.550	0.604	7.05	0.30	280	-
			09.04.2003	16.0	7.69	8.47	4.47	0.91	0.088	2.055	0.164	8.18	0.30	302	-
			10.05.2003	21.0	7.59	7.86	4.99	1.78	0.102	1.515	0.474	5.85	0.30	289	-
			10.06.2003	27.5	7.94	9.89	3.52	1.72	0.084	2.299	0.213	8.25	0.45	314	-
			10.07.2003	29.5	7.02	8.04	4.92	1.69	0.173	1.639	0.213	10.10	0.40	237	43.0
			06.08.2003	30.0	7.02	5.91	4.14	1.46	0.078	0.845	0.073	7.81	0.40	240	43.0
			05.09.2003	26.5	7.36	5.27	4.14	1.55	0.080	0.995	0.302	4.00	0.35	209	57.0
			09.10.2003	20.0	7.94	7.85	6.10	2.02	0.084	0.990	0.113	5.41	0.30	300	57.0
			07.11.2003	19.5	7.24	8.10	4.65	2.05	0.071	0.817	0.357	4.67	0.30	215	55.0
			05.12.2003	6.5	8.15	9.77	5.87	1.83	0.103	0.709	0.305	5.37	0.35	203	55.0
Ship Factory	31.5925 117.83297	11	02.01.2003	-	7.95	11.77	5.16	1.95	0.115	1.880	0.162	7.18	0.40	249	-
			09.02.2003	10.0	7.63	6.33	4.48	1.70	0.161	3.990	0.398	8.02	0.40	290	-
			10.03.2003	9.0	7.46	11.53	4.44	1.53	0.091	2.370	0.256	6.84	0.45	272	-
			09.04.2003	17.0	7.75	9.80	4.03	1.33	0.096	1.673	0.275	5.87	0.34	280	-
			10.05.2003	21.0	7.87	7.87	4.15	1.99	0.164	2.093	0.385	7.03	0.35	302	-
			10.06.2003	27.0	7.46	9.62	3.27	1.71	0.096	2.216	0.301	9.00	0.35	301	-
			10.07.2003	29.0	7.11	8.24	4.17	1.67	0.161	1.144	0.275	12.30	0.35	221	45.0
			06.08.2003	30.0	7.11	5.45	3.22	1.10	0.074	0.794	0.065	7.28	0.45	233	45.0
			05.09.2003	27.0	7.04	5.82	4.22	2.37	0.088	0.898	0.264	6.16	0.40	232	53.0
			09.10.2003	21.0	8.02	7.30	3.09	1.43	0.044	0.846	0.032	6.28	0.35	232	53.0
			07.11.2003	19.0	6.99	7.42	4.10	1.67	0.053	0.824	0.348	5.12	0.35	243	51.0
			05.12.2003	7.0	8.08	8.85	3.33	1.82	0.150	0.614	0.298	6.11	0.35	221	51.0
ChaoHu Sluice Gate	31.5907 117.84754	12	02.01.2003	-	7.68	11.48	3.08	1.65	0.086	1.650	0.129	8.24	0.40	240	-
			09.02.2003	10.0	7.47	9.88	4.89	1.55	0.082	2.948	0.351	7.87	0.40	288	-
			10.03.2003	9.0	7.55	10.36	4.68	2.01	0.095	2.540	0.189	7.25	0.40	290	-
			09.04.2003	17.0	7.83	9.39	4.73	2.65	0.080	2.236	0.251	7.62	0.30	300	-
			10.05.2003	21.0	7.26	6.72	4.80	2.60	0.074	1.928	0.361	6.25	0.40	273	-
			10.06.2003	27.0	7.16	9.30	3.19	1.10	0.104	2.010	0.183	7.86	0.40	298	-
			10.07.2003	29.0	7.03	7.43	5.15	2.01	0.133	1.979	0.305	11.88	0.35	230	56.0
			06.08.2003	30.0	7.03	5.08	3.42	1.65	0.060	0.773	0.067	6.86	0.40	229	56.0
			05.09.2003	27.0	7.08	5.64	4.42	2.68	0.088	0.912	0.385	5.18	0.40	220	51.0
			09.10.2003	21.0	7.95	8.08	2.89	1.91	0.052	0.815	0.103	5.89	0.35	230	51.0
			07.11.2003	20.0	7.10	8.64	4.35	1.46	0.057	0.812	0.318	5.40	0.35	264	50.0
			05.12.2003	6.5	7.80	10.69	3.01	1.72	0.096	0.807	0.332	7.29	0.35	200	50.0

Tab. A. 5: Statistische Eigenschaften der Gewässergütemesswerte in der westlichen Seehälfte (Zeitraum: 1999 - 2005)

Stoffparameter (mg/l)	N	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum	25. Perzentil	75. Perzentil
Temperatur (°C)	216	18.7	8.7	3.2	33.5	10.85	25.7
pH-Wert	216	7.77	0.62	6.65	10.07	7.36	7.99
Sichttiefe(m)	288	0.41	0.1	0.1	0.65	0.35	0.45
Sauerstoff	216	8.27	1.74	1.41	13.5	7.25	9.44
COD _{Mn}	216	5.7	1.5	2.7	11.9	4.8	6.25
BOD ₅	216	4.0	1.0	1.26	8.35	3.36	4.53
NH ₃ -N	216	0.918	0.903	0.053	6.23	0.26	1.293
Gesamtstickstoff	426	3.29	2.24	0.38	17.7	1.78	4.32
Gesamtposphor	426	0.293	0.207	0.023	1.23	0.15	0.352
Chlorophyll-a (mg/m ³)	356	29.7	23.9	3	188	16	35
Leitfähigkeit (µS/cm)	210	36.5	14.6	12.7	106.6	26.05	44.8
Schwebstoffe	115	50.5	42.0	9	418	29.2	64
NO ₂	0	----	----	----	----	----	----
NO ₃	0	----	----	----	----	----	----

Tab. A. 6: Statistische Eigenschaften der Gewässergütemesswerte in der östlichen Seehälfte (Zeitraum: 1999 - 2005)

Stoffparameter (mg/l)	N	Mittelwert	Standardabweichung	Minimum	Maximum	25. Perzentil	75. Perzentil
Temperatur (°C)	180	18.8	8.14	5.0	32.0	11.0	27.0
pH-Wert	216	7.64	0.44	6.84	9.09	7.33	7.9
Sichttiefe (m)	287	0.39	0.11	0.1	1.2	0.35	0.45
Sauerstoff	216	8.50	1.96	4.17	14.73	7.07	9.72
COD _{Mn}	216	4.3	0.8	2.37	7.96	3.73	4.78
BOD ₅	216	1.8	0.5	0.7	3.7	1.46	2.03
NH ₃ -N	216	0.336	0.135	0.032	0.693	0.224	0.439
Gesamtstickstoff	426	1.67	0.85	0.098	6.64	0.98	2.18
Gesamtposphor	426	0.123	0.063	0.039	0.587	0.082	0.144
Chlorophyll-a (mg/m ³)	366	4.36	4.02	0.21	22.7	0.83	7.20
Leitfähigkeit (µS/cm)	210	27.3	6.1	12.9	55.7	23.2	31.0
Schwebstoffe	102	42.3	17.9	13	130	28.75	53.25
NO ₂	36	0.022	0.040	0.002	0.195	0.006	0.022
NO ₃	36	1.926	1.184	0.45	4.87	0.85	2.85

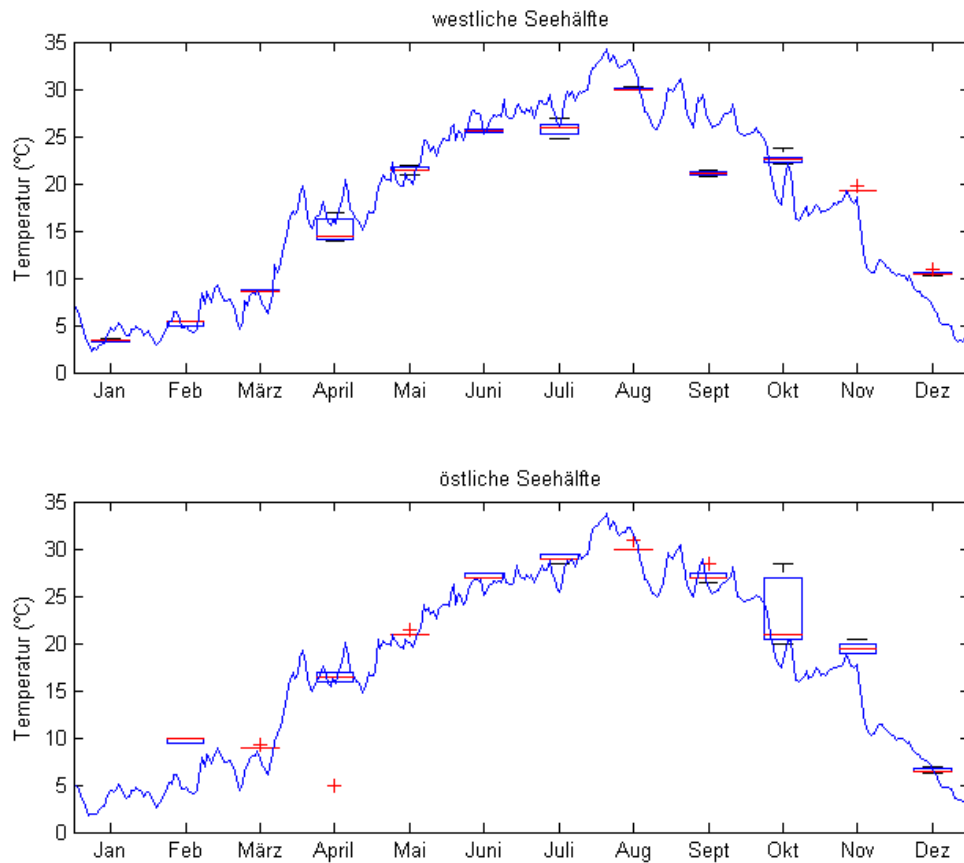


Abb. A. 1: Validierung der Temperatur für das Jahr 2003 im Chaussee in (°C)

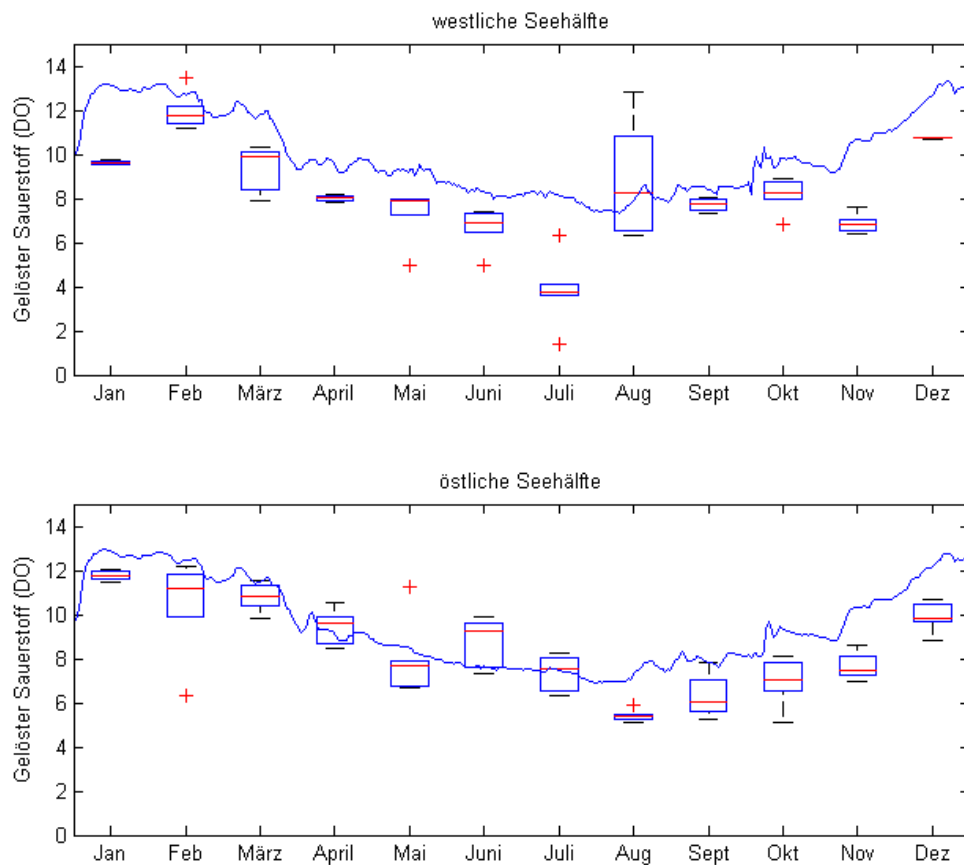


Abb. A. 2: Validierung des gelösten Sauerstoffs für das Jahr 2003 im Chaussee in (mg/l)

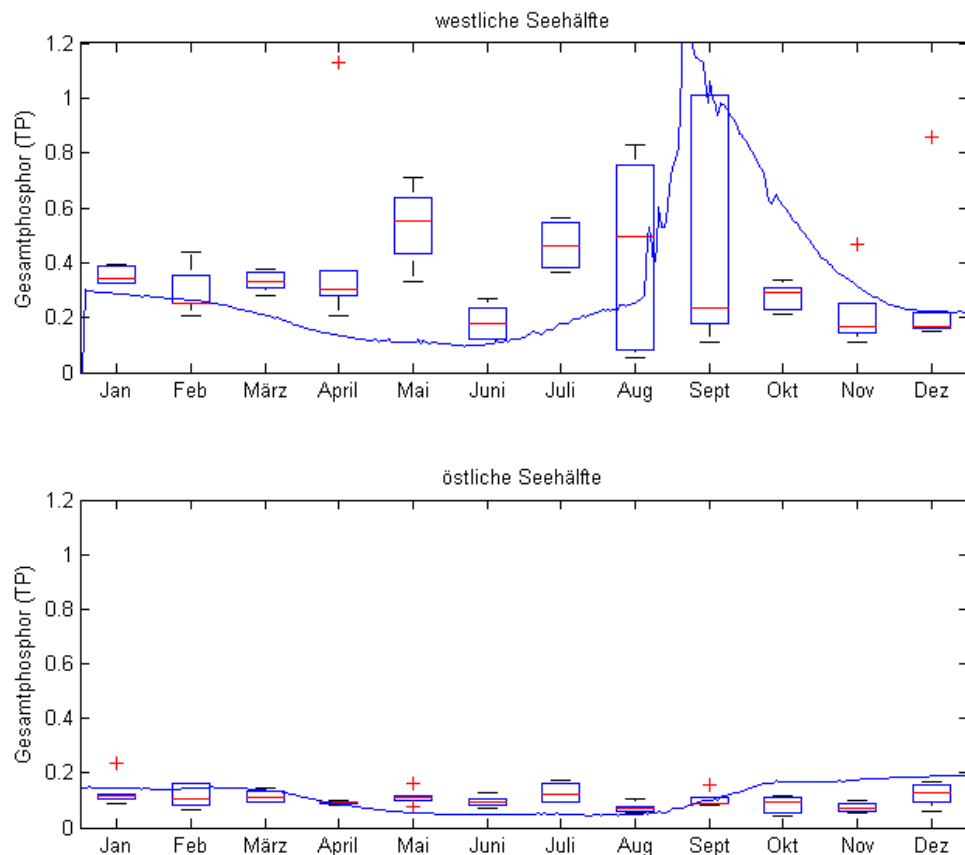


Abb. A. 3: Validierung des Gesamtphosphors für das Jahr 2003 im Chaussee in (mg/l)

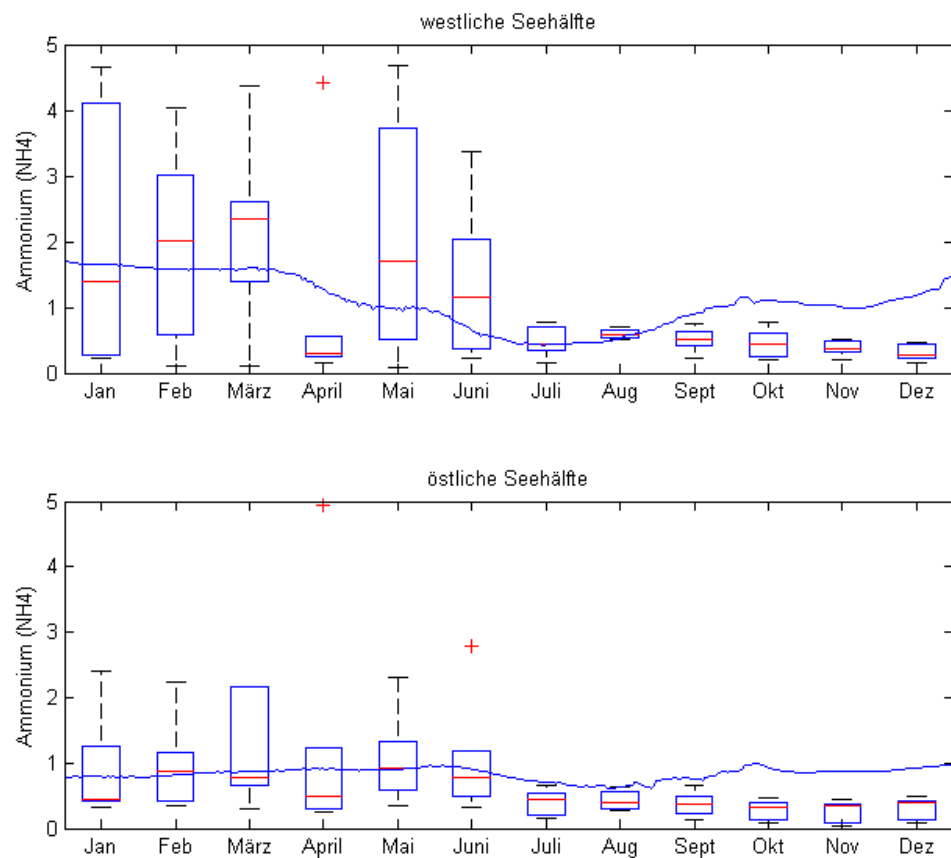


Abb. A. 4: Validierung des Ammonium für das Jahr 2003 im Chaussee in (mg/l)

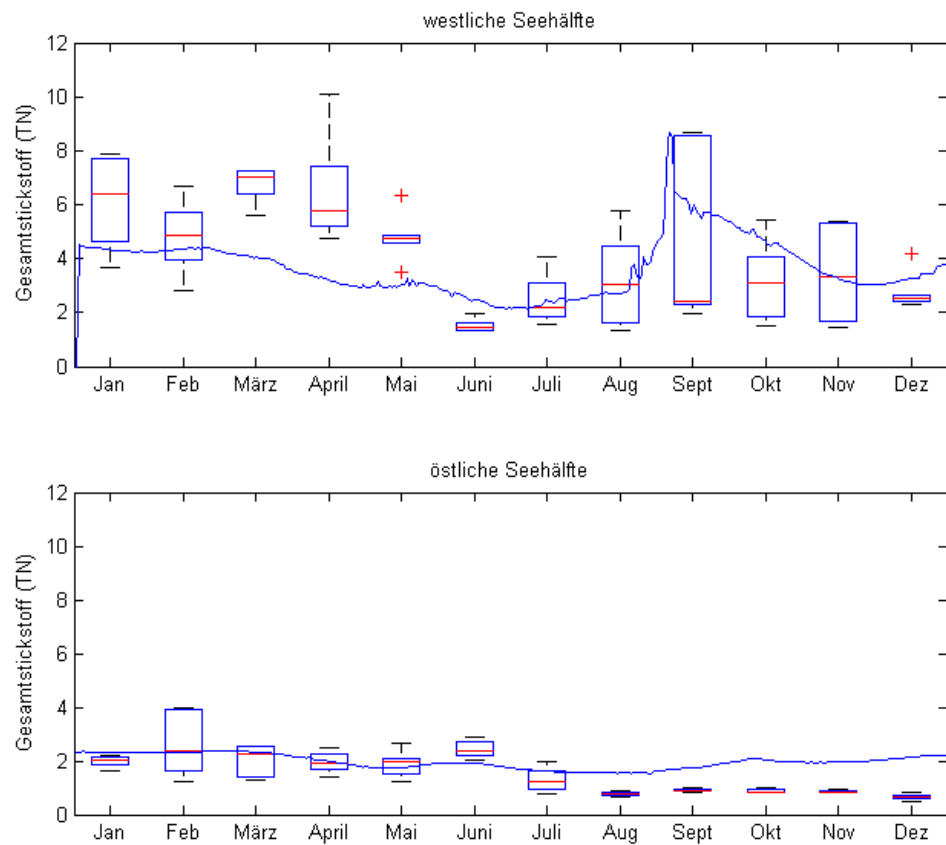


Abb. A. 5: Validierung des Gesamtstickstoffs für das Jahr 2003 im Chausee in (mg/l)

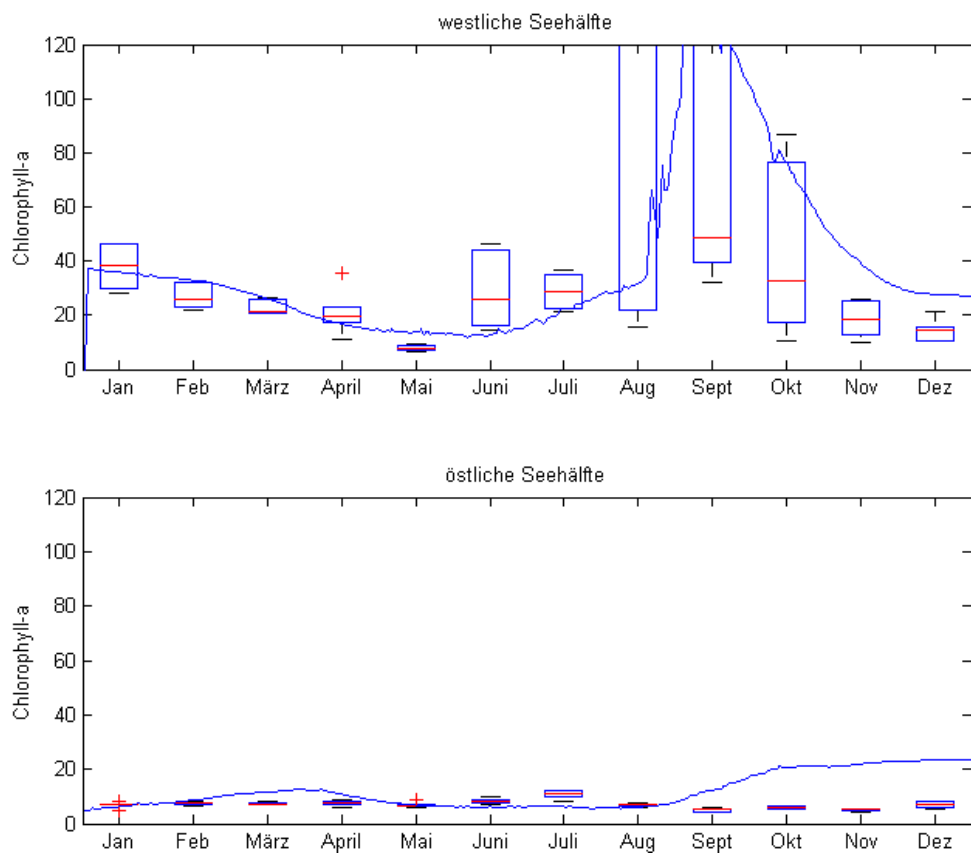


Abb. A. 6: Validierung der Chlorophyll-a-Konzentration für das Jahr 2003 in (mg/m³)

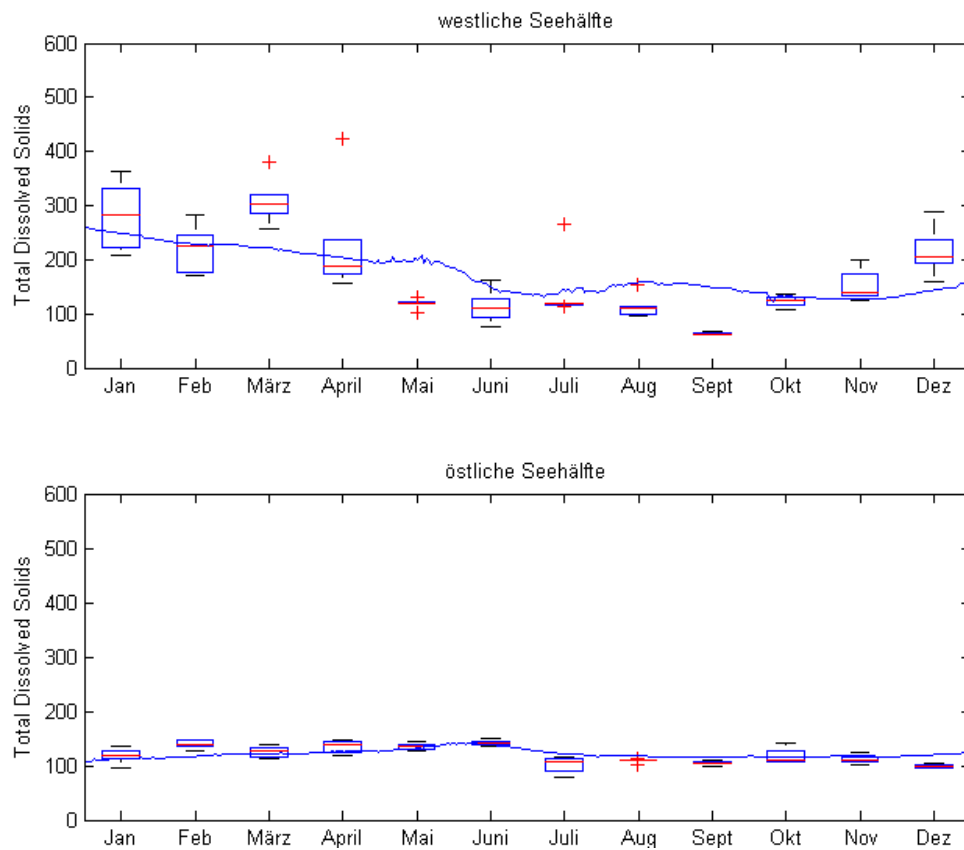


Abb. A. 7: Validierung der gelösten Stoffe für das Jahr 2003 im Chaosee in (mg/l)

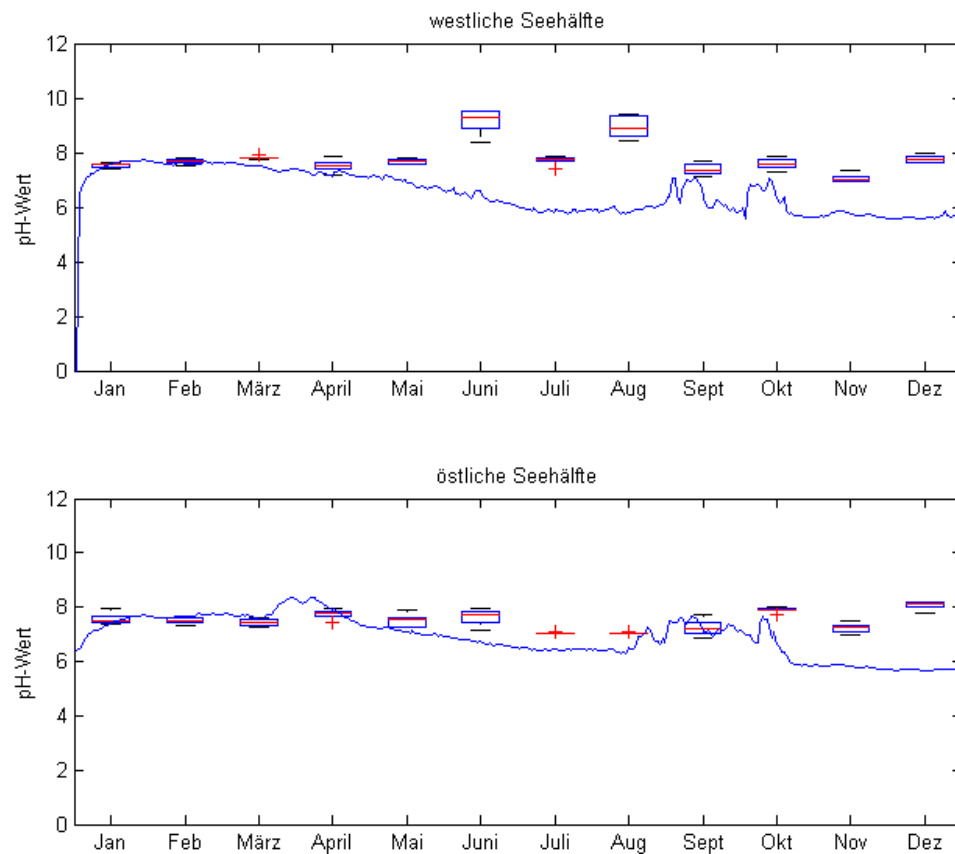


Abb. A. 8: Validierung des pH-Wertes für das Jahr 2003 im Chaosee in (mg/l)

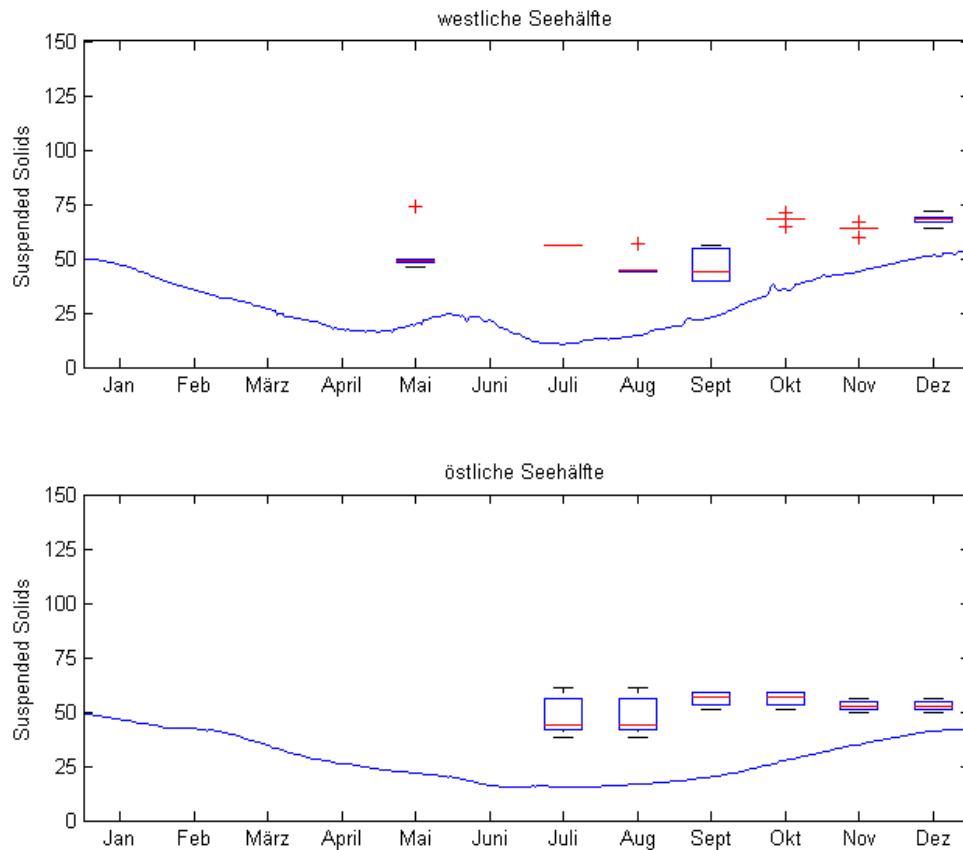


Abb. A. 9: Validierung der Schwebstoffe für das Jahr 2003 im Chausee in (mg/l)

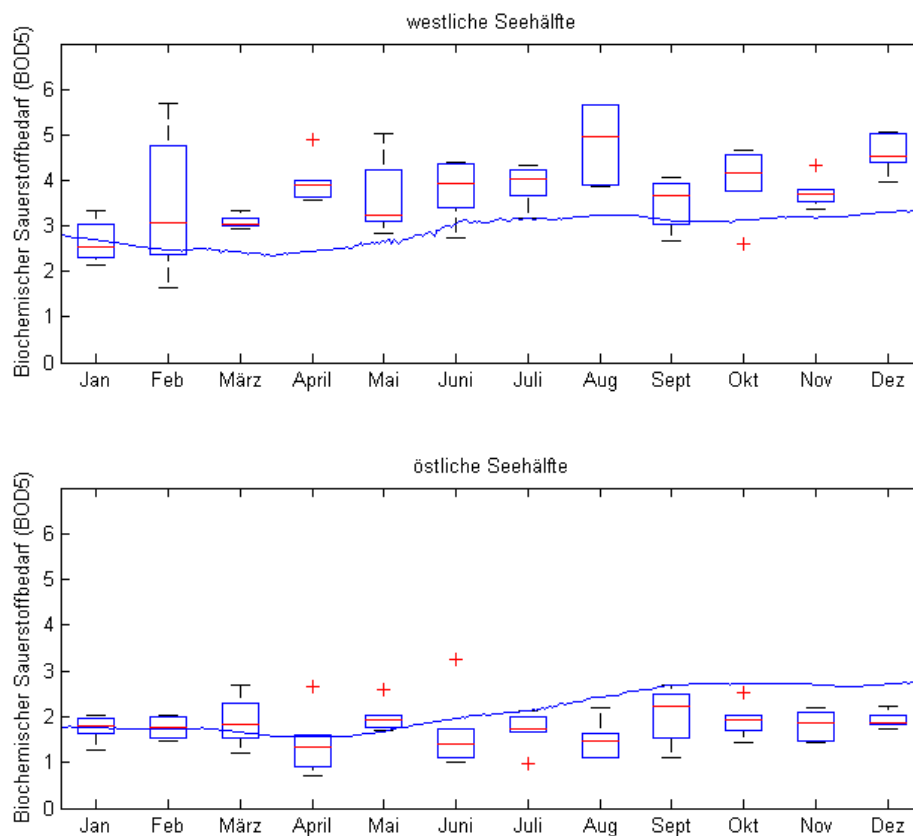


Abb. A. 10: Validierung des Biochemischen Sauerstoffbedarfes für das Jahr 2003 im Chausee in (mg/l)